

平成 1 1 年度

環境負荷量調査の結果について

平成 12 年 10 月

まえがき

環境庁は1998年5月に「環境ホルモン戦略計画 SPEED'98」を公表し、人や野生生物の内分泌作用を攪乱する作用を有すると疑われる化学物質に関する問題への対応方針について明らかにしている。この対応方針の中で、内分泌攪乱作用が疑われる化学物質について環境中濃度の実態と環境への負荷源及び負荷量を把握するとともに環境を経由して人や野生生物にもたらされる曝露量を推定し、実際的な環境リスクの評価を行うための基礎的なデータ・情報を整備することを掲げている。

本調査では、SPEED'98に基づき67対象物質の使用量の実態と推移、環境中濃度の実態、国内外の過去の測定値、内分泌攪乱作用等の報告の信頼性評価を取りまとめ、対象物質のリスク評価等の調査研究を行う際の優先度を示す暫定的な分類を行い、曝露経路調査の結果も合わせて今後の内分泌攪乱化学物質問題対策のための資料とすることを目的とした。

内分泌攪乱化学物質環境負荷量調査ワーキンググループ検討員

(五十音順)

所 属	役 職	氏 名
国立医薬品食品衛生研究所毒性部	部長	井上 達
北九州市環境科学研究所アクア研究センター アクア研究課水質環境係	係長	門上 希和夫
京都大学環境保全センター	助教授	酒井 伸一
日本大学生物資源科学部(東京大学名誉教授)座長	教授	清水 誠
国立環境研究所化学環境部計測管理研究室	室長	白石 寛明
国立環境研究所地域環境研究グループ 交通公害防止研究チーム	総合研究官	田邊 潔
北海道大学大学院獣医学研究科	教授	藤田 正一
国立環境研究所地域環境研究グループ 化学物質健康リスク評価研究チーム	総合研究官	米元 純三
東京都環境科学研究所基盤研究部	部長	若林 明子

第 1 章 全国一斉調査結果のまとめと対象物質の分類

1. 取りまとめ手法に関わる基本的な考え方

- (1) 以下の内容について環境ホルモン戦略計画 SPEED'98 に記載された内分泌攪乱作用を有すると疑われる 67 物質(以下、対象物質)ごとにデータシートを作成した。

平成 11 年度に実施された水質、底質及び大気に関する全国一斉調査結果の集約。

平成 10 年度に実施された水質、底質、土壌、大気、水生生物及び野生生物に関する緊急全国一斉調査結果の集約。

使用量およびその傾向、環境中濃度に関する規制、国内外の過去の測定値及び内分泌攪乱作用を示すと疑われた結果の報告(*in vivo* 試験：生体内試験)の集約。

全国一斉調査結果と国内外の過去の測定値及び内分泌攪乱作用を示すと疑われた最低濃度(生体内試験)との比較と簡単なまとめ。

- (2) 全国一斉調査での検出の有無、使用量の推移及び内分泌攪乱作用を示すと疑われた最低濃度(生体内試験)との比較に基づきリスク評価等の調査研究に向けての対応を明確にするために対象物質の分類を暫定的に行った。

2. データシートの内容

- (1) 対象物質の使用量およびその推移と環境中濃度に関する国内規制
1975 年以降(それ以前に製造禁止等により生産が中止された物質については 1964 年以降)の国内使用量について記載した。国内使用量は国内生産量と輸入量の和とした。農薬の使用量は原体換算を行い、有効成分含有率が不明な場合は、製剤量を示した。使用量の経年推移は最新統計値とその前年値との差で判断し、増加・横這い・減少と示した。なお、国内法に基づく環境中濃度に関する内容を記載した。

- (2) 全国一斉調査結果

平成 11 年度に実施された水質、底質及び大気調査結果並びに平成 10 年度に実施された水質、底質、土壌、大気、水生生物及び野

生生物に関する調査結果を集約し、調査試料数、検出した試料数、検出濃度範囲を調査ごとに記載した。なお、水質、底質及び土壌調査結果には野生生物影響実態調査（コイ及びカエル類）において並行して行われた水質、底質及び土壌の各調査結果を追加して記載した。また、調査で同族体や異性体等別々に測定された対象物質についてはその同族体や異性体ごとに記載した。

（３）国内の過去の測定値

過去 26 年間の環境中濃度の経年推移についての報告を水質、底質、大気及び水生生物（魚類、貝類、鳥類）ごとに整理し、調査試料数、検出した試料数、検出濃度範囲を記載した。なお、過去の調査で同族体や異性体等別々に測定された対象物質についてはその同族体や異性体ごとに記載した。

（４）海外の汚染水域での測定値

汚染が深刻であると報告されている五大湖、バルト海及び北海の水質、底質及び魚類に含まれる対象物質濃度に関する報告を抽出し、検出濃度範囲を記載した。なお、報告で同族体や異性体等別々に測定された対象物質についてはその同族体や異性体ごとに記載した。

（５）内分泌攪乱作用を示すと疑われた結果の報告

内分泌攪乱作用を示すと疑われた試験結果の報告を抽出し、経口投与、腹腔内投与、皮下投与の各試験結果を除いた生体内試験結果の作用濃度及び作用内容を記載した。各報告について、複数の専門家による信頼性評価を行い、信頼性の認められた試験結果を採用した。報告で同族体や異性体等別々に試験された対象物質についてはその同族体や異性体ごとに記載した。なお、内分泌攪乱作用に関してはその測定方法、測定項目、評価方法等について未だ議論のあるところである。

（６）まとめ

平成 10 年度及び平成 11 年度に実施された全国一斉調査結果の最高値と国内外の過去の測定値及び内分泌攪乱作用を示すと疑われた最低濃度との比較において超えたか超えないかの判定ができた

ものについて記載した。内分泌攪乱作用を示すと疑われた最低濃度（生体内試験）については、作用濃度に信頼性が認められた結果を採用した。なお、調査で同族体や異性体等別々に測定された対象物質についてはその同族体や異性体ごとに比較を行った。

3. 対象物質の分類

(1) 対象物質をA、B、C、D及びE物質に暫定的に分類した。分類の手順を付図に示した。本分類は対象物質のリスク評価等の調査研究を行う物質の優先度を示すもので、対象物質の内分泌攪乱作用の強弱を示すものではない。なお、調査で異性体や同族体等別々に測定された対象物質については異性体や同族体ごとに分類を行った。分類の基準や考慮した事項は以下のとおりである。

水質、底質、土壌、大気、水生生物及び野生生物調査での検出の有無

使用量の推移

内分泌攪乱作用を示すと疑われた結果の報告（*in vivo*試験：生体内試験）の有無

調査で測定された環境水中の最高濃度（ x ）と内分泌攪乱作用を示すと疑われた最低濃度（ y ）との比

なお、本分類では x/y を曝露作用暫定分類指数とした。ここで、不確実係数として、環境中濃度の変化、影響を受ける生物の種差や個体差を考慮して、OECDが採用している最大値（最も安全側に立った値）である1000を暫定的に用いることにした。そこで、対象物質ごとに算出した曝露作用暫定分類指数が $1/1000$ 、すなわち0.001より大きい小さいかを判定の基準とした。

A物質

各調査において検出された物質で、内分泌攪乱作用を示すと疑われた結果の報告があり、曝露作用暫定分類指数が0.001以上の物質

B物質

各調査において検出されたか、または未検出で使用量が増加傾向にある物質で内分泌攪乱作用を示すと疑われた結果の報告

があり、曝露作用暫定分類指数が 0.001 未満または不明の物質
C 物質

各調査において検出されたか、または未検出で使用量が増加傾向にある物質で内分泌攪乱作用を示すと疑われた結果の報告がない物質

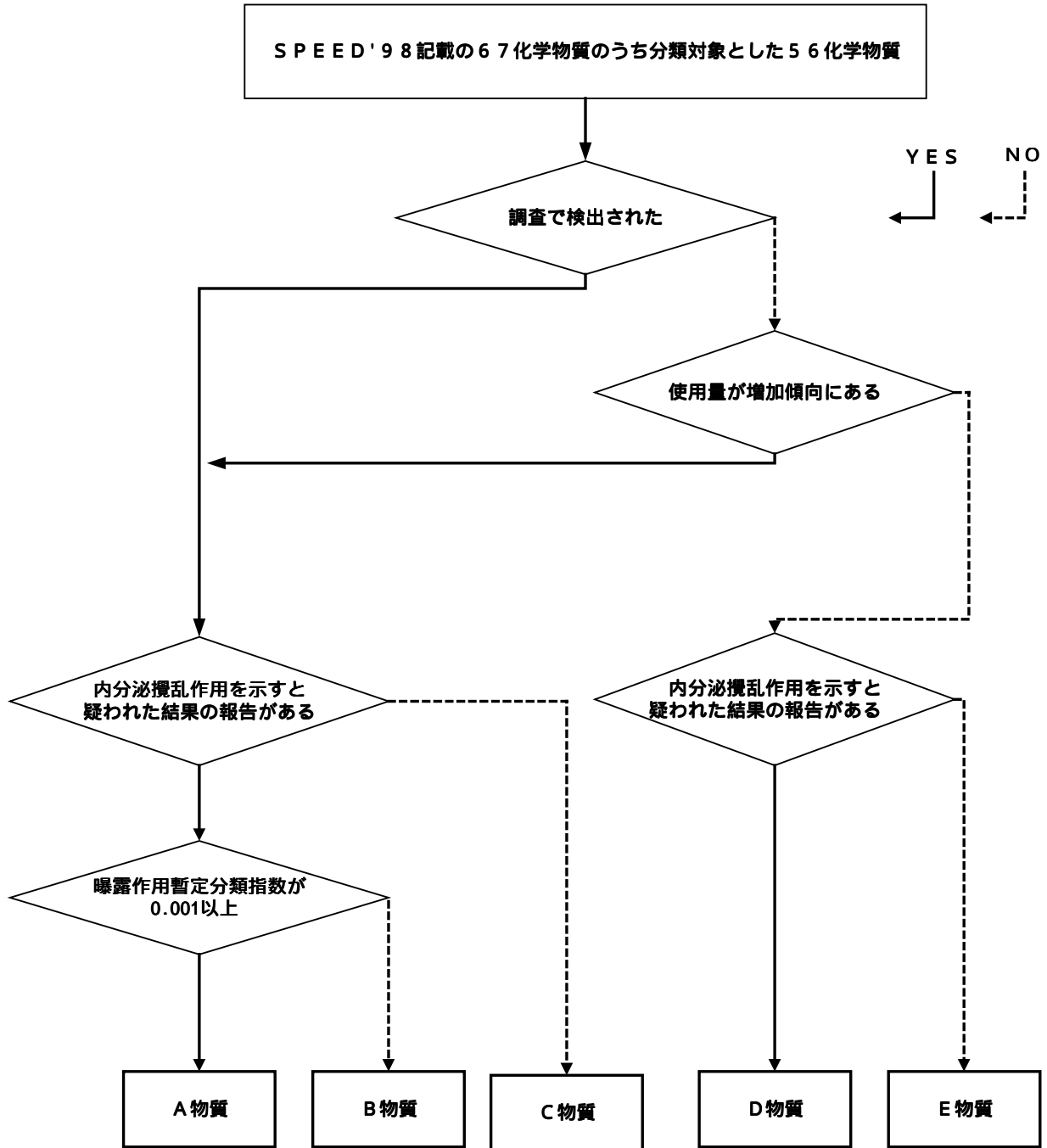
D 物質

各調査において未検出で、使用量の増加傾向が認められない物質で内分泌攪乱作用を示すと疑われた結果の報告がある物質

E 物質

各調査において未検出で、使用量の増加傾向が認められない物質で内分泌攪乱作用を示すと疑われた結果の報告がない物質

付図 リスク評価等の調査研究を行うための物質の分類手順
 (水生生物への作用濃度と全国一斉調査結果との比較)



緊急全国一斉調査では SPEED'98 記載の 67 化学物質のうち以下の 6 物質を除外し、61 化学物質を調査対象物質とした。ダイオキシン類については検討を別途実施している。マイレックス、トキサフェン、アルディカーブ(アルジカルブ)、キーボン(ケボン)は国内の登録実績がなく農薬以外の用途がないこと、また、メチラムについては水試料を対象とした場合、自然由来等の夾雑物質との関係から定量性が得られる残留分析法がないことから、それぞれ調査対象から除外した。なお、ベノミル、マンゼブ、マンネブ、ジネブ、ジラムについては代謝物を測定したことから分類対象より除外した。

(2) 分類結果

分類結果を以下に示した。ただし、複数の異性体や同族体等がある対象物質についてはその異性体や同族体ごとに分類を行った。なお、調査対象除外物質及び分類対象除外物質についての分類は行わなかった。

A 物質

4 物質：トリブチルスズ、4-t-オクチルフェノール、ノニルフェノール、フタル酸ジ-n-ブチル

B 物質

16 物質：フタル酸ジ-2-エチルヘキシル、ペンタクロロフェノール(PCP)、2,4-ジクロロフェノキシ酢酸、アトラジン、
-及び -ヘキサクロロシクロヘキサン(HCH)、NAC(カルバリル)、o,p'-及び p,p'-DDT、p,p'-DDE、マラチオン、トリフェニルスズ、4-n-オクチルフェノール、ビスフェノール A、フタル酸ジエチル、2,4-ジクロロフェノール

C 物質

38 物質：ポリ塩化ビフェニール類(PCB)*、ヘキサクロロベンゼン(HCB)、アミトロール*、アラクロール*、CAT(シマジン)*、
及び -ヘキサクロロシクロヘキサン(HCH)、trans-及び cis-クロルデン*、オキシクロルデン*、trans-ノナクロール*、o,p'-DDE*、o,p'-及び p,p'-DDD*、ケルセン*、ディルドリン*、エンドスルファンサルフェート、ヘプタクロルエポキシサイド、メソミル、トリフルラリン、4-n-ペンチルフェノール、4-n-ヘキシルフェノール、4-n-ヘプチルフェノール*、フタル酸ブチルベンジル*、フタル酸ジシクロヘキシル*、ベンゾ(a)ピレン、アジピン酸ジ-2-エチルヘキシル、ベンゾフェノン*、4-ニトロトルエン、オクタクロロスチレン*、メトリブジン、ペルメトリン*、フタル酸ジペンチル、フタル酸ジヘキシル、フタル酸ジプロピル、スチレン 2 量

体*、スチレン3量体*、n-ブチルベンゼン*

D 物質

6 物質：2,4,5-トリクロロフェノキシ酢酸、エチルパラチオン、
及び -エンドスルファン、エスフェンバレレート、
フェンバレレート

E 物質

9 物質：ポリ臭化ビフェニール類(PBB)、1,2-ジブromo-3-クロ
ロプロパン、アルドリン、エンドリン、ヘプタクロル*、
メトキシクロル*、ニトロフェン、シペルメトリン、ピ
ンクロゾリン

調査対象除外物質

6 物質：ダイオキシン類、マイレックス、トキサフェン、アル
ディカーブ、キーポン、メチラム

分類対象除外物質

5 物質：ベノミル、マンゼブ、マンネブ、ジネブ、ジラム

なお、内分泌攪乱作用を示すと疑われた結果の報告 (in vivo 試
験：生体内試験) が得られなかったC及びE物質のうち、*を付し
た物質は、内分泌攪乱作用を示すと疑われた試験管内(in vitro)
試験の報告が得られている物質である。

4. 考察

ア 今回の一斉調査は、平成10年度調査に続く大規模な全国調査であり、今後の内分泌攪乱化学物質の調査研究、とくにリスク評価の推進に重要な基礎を与えるものである。

しかしながら、対象物質はいうまでもなく内分泌攪乱作用が疑われるにとどまるものであり、環境実態調査の各測定点における検出データについても、それだけで問題とすることができないことに留意する必要がある。

イ 併せて行った文献調査では、文献の信頼性評価を行い、内分泌攪乱作用が疑われる水中濃度に関する信頼性のある報告が得られた。これらの文献が、ただちに内分泌攪乱作用の有無、強弱を的確に表すものではなく、実験等による検証が必要なものも少なくない。科学的な調査研究の対象として取り上げている67物質の取り扱いについて、これらを一様に現時点において内分泌攪乱作用があり有害なものとして受け止めることは正しくない。したがって、内分泌攪乱化学物質に関しては、その測定方法、測定項目、評価方法について検討中のものもあり未だ議論のあるところであり、その文献に関しても今後も継続的にさらに詳細な調査が必要である。

追記

平成12年7月に開催された第1回内分泌攪乱化学物質問題検討会において、「スチレン2量体・3量体を構成する各々の化学物質については、包括的に現時点でリスクを算定することは技術的にみて現実的でないとともにその必要性もないと考えられ」、この点も、今後の取り扱いにおいて踏まえる必要がある。

ウ 平成12年度には、対象物質のリスク評価等の調査研究を継続して実施する。

各物質ごとの今後の対応については以下のとおり（別表参照）とする。

（1）A物質

内分泌攪乱作用に関するリスク評価を優先的に行う。なお、

リスク評価においては、対象物質の環境中での挙動や残留性、生物体内での対象物質の濃縮性、蓄積性、代謝的活性化及び排出等を考慮する必要がある。

(2) B 物質

環境濃度調査や文献調査を優先するとともに、リスク評価を行う。

(3) C 物質

内分泌攪乱作用に関する生体内試験を促進するように努め、知見が充実した後にリスク評価を実施する。また、環境濃度調査を優先して実施する。

(4) D 物質

環境濃度調査を優先するとともに文献調査を行う。

(5) E 物質

環境濃度調査や文献調査を継続する。

別 表

	リスク評価の実施	文献調査		環境濃度調査
			内分泌攪乱作用に関する生体内試験の促進	
A 物質				
B 物質	○		○	
C 物質	○			
D 物質		○		
E 物質		○		○

○ : 優先的に実施する

○ : 実施する

○ : 現時点では実施しない

5 . データシート

データシートの見方

(1) 対象物質の使用量およびその推移と環境中濃度に関する国内規制

農薬の原体換算は次の方法によって行った。対象物質を含む製剤の国内生産量または輸入量を製剤の種類ごとに集計し、有効成分含有率を乗じ、合算した。有効成分表示が対象物質を含む化合物である場合も有効成分含有率を乗じた。液体製剤は容積表示であるが、比重 1 として計算した。有効成分含有率が複数記載されてはいるが、製剤の合計値のみが表示されている場合は、有効成分含有率の単純平均値を用いた。使用した資料を以下に示した。

- 1)社) 農山漁村文化協会(1983)農薬便覧第 6 版
- 2)日本水産学会監修(1992)有機スズ汚染と水生生物影響
- 3)社) 日本植物防疫協会(1998)農薬ハンドブック 1998 年版
- 4)化学工業日報社(2000)13700 の化学商品(バックナンバ - を含む)
- 5)通商産業大臣官房調査統計部(1965-1998)化学工業統計年報
- 6)財) 日本公衆衛生協会(1972)環境保健レポート No.14
- 7)U.S.National Library of Medicine(1999)Hazardous Substances Data Bank
- 8)社) 日本植物防疫協会(1997)農薬要覧-1997-
- 9)社) 日本植物防疫協会(1999)農薬要覧-1999-
- 10)Keith,L.H.(1997)Environmental Endocrine Disruptors -A Handbook of Property Data-,A Wiley-Interscience Pub.

(2) 全国一斉調査結果

ア 平成 11 年度全国一斉調査結果として以下の各調査結果を記載した。

なお、建設省が実施した「水環境における内分泌攪乱化学物質に関する実態調査」の河川における水質調査結果(春期; 5 - 7 月、夏期; 8 - 9 月、秋期; 11 - 12 月、冬期; 2 月)、底質調査結果(春期; 5 - 7 月、夏期; 8 - 9 月、秋期; 11 - 12 月)を併記した。

検出濃度範囲の欄には、検出限界値(ND)未満の場合は検出限界値の最低値と最高値を、検出された場合は、検出限界値(ND)の最低値と最高値及び測定値の最高値を示した。

水環境中の内分泌攪乱化学物質(いわゆる環境ホルモン)実態調査

水質調査: 一般調査(11 - 3 月)

底質調査：一般調査（1 - 2月）

外因性内分泌攪乱化学物質大気環境分析調査

大気調査：春期

イ 平成10年度緊急全国一斉調査結果として以下の各調査結果を記載した。

なお、建設省が実施した「水環境における内分泌攪乱化学物質に関する実態調査」の河川における水質調査結果（前期；7 - 8月、後期；11 - 12月）、底質調査結果（後期）を併記した。

検出濃度範囲の欄には、検出限界値（ND）未満の場合は検出限界値の最低値と最高値を、検出された場合は、検出限界値（ND）の最低値と最高値及び測定値の最高値を示した。

水環境中の内分泌攪乱化学物質（いわゆる環境ホルモン）の実態概況調査

水質調査：一般水域調査（夏季；8 - 9月、秋季；10 - 1月）

重点水域調査（秋季；10 - 1月）

底質調査：一般水域調査（秋季；10 - 1月）

水生生物調査：一般水域調査（秋季；10 - 1月）

農薬等の環境残留実態調査

水質調査：第一回（7月）、第二回（9月）、第三回（11月）

底質調査：9月

土壌調査：11月

水生生物調査：9月

外因性内分泌攪乱化学物質大気環境分析調査

大気調査：主に10 - 12月

内分泌攪乱化学物質による野生生物影響調査

水質調査：コイ、カエル類の採集場所で並行して実施した。

底質調査：コイ、カエル類の採集場所で並行して実施した。

土壌調査：カエル類の採集場所で並行して実施した。

野生生物調査：コイ、カエル類、クジラ類、アザラシ類、ドバト、トビ、猛禽類、シマフクロウ、アカネズミ、ニホンザル、クマ類、タヌキについて実施した。

(3) 国内の過去の測定値

検出濃度範囲の記述は全国一斉調査結果と同様とした。使用した資料を以下に示した。ただし、「化学物質と環境」の集約に関しては、「化学物質と環境」中の化学物質環境調査等結果各地域データに記載された検出試料数、調査試料数及び検出濃度範囲をまとめた。

- 1)環境庁環境保健部環境安全課(1974-1998) 化学物質と環境
- 2)環境庁水質保全局監修(1975-1998) 全国公共用水域水質年鑑

(4) 海外の汚染水域での測定値

検出濃度範囲の記述は全国一斉調査結果と同様とした。五大湖における水質調査結果については今回の調査とは分析方法(主に GC-ECD を使用)及び検出限界値が大きく異なるため比較は行わなかった。使用した報告を以下に示した。

[五大湖関連]

- 1)Environment Canada & United States Environmental Protection Agency(1995)Toxic contaminants:1994 State of the Lakes Ecosystem Conference Background Paper.
EPA 905-R-95-016
- 2)Stevens,R.J.J.and M.A.Neilson(1989)Inter-and intralake distributions of trace Organic contaminants in surface waters of the Great Lakes.J.Great Lakes Res.Vol.15,No.3, 377-393
- 3)Jeremiason,J.D.,K.C.Hornbuckle and S.J.Eisenreich(1994)PCBs in Lake Superior,1978-1992:Decreases in water concentrations reflect loss by volatilization.Envirion.Sci. Technol.Vol.28,903-914
- 4)Swackhamer,D.L.and D.E.Armstrong(1987)Distribution and characterization of PCBs in Lake Michigan water.J.Great Lakes Res.,Vol.13,No.1,24-36

- 5) Pearson, R.F., K.C. Hornbuckle, K.A. Golden, S.J. Eisenreich, and D.L. Swackhamer (1994) PCBs in Lake Michigan water: Comparison to 1980 and mass budget for 1991. The 37th Conference of the International Association for Great Lakes Research.
- 6) Sergeant, D.B., M. Munawar, P.V. Hodson, D.T. Bennie and S.Y. Huestis (1993) Mirex in the North American Great Lakes: New detections and their confirmation. *J. Great Lakes Res.* Vol. 19, No. 1, 145-157
- 7) Bennie, D.T., C.A. Sullivan, H.-B. Lee, T.E. Peart & R.J. Maguire (1997) Occurrence of alkylphenols and alkylphenol mono- and diethoxylates in natural waters of the Laurentian Great Lakes basin and the upper St. Lawrence River. *The Science of the Total Environment*, Vol. 193, 263-275
- 8) DeVault, D., W. Dunn, P.A. Bergqvist, K. Wiberg and C. Rappe (1989) Polychlorinated dibenzofurans and polychlorinated dibenzo-p-dioxins in Great Lake fish: A baseline and inter-lake comparison. *Environ. Toxicol. and Chemistry*, Vol. 8, 1013-1022
- 9) Wittle, D.M., D.B. Sergeant, S.Y. Huestis and W.H. Hyatt (1992) Foodchain accumulation of PCDD and PCDF isomers in the Great Lakes aquatic community. *Chemosphere*, Vol. 25, No. 1-2, 181-184
- 10) Kuehl, D.W., B. Butterworth and P.J. Marquis (1994) A national study of chemical residues in fish. : Study results. *Chemosphere*, Vol. 29, No. 3, 523-535
- 11) Huestis, S.Y., M.R. Servos, D.M. Whittle and D.G. Dixon (1996) Temporal and age-related trends in levels of polychlorinated biphenyl congeners and organochlorine contaminants in Lake Ontario lake trout (*Salvelinus namaycush*). *J. Great Lakes Res.*, Vol. 22, No. 2, 310-330

- 12) Oliver, B.G. and K.D. Nicol (1982) Chlorobenzenes in sediments, water, and selected fish from Lakes Superior, Huron, Erie, and Ontario. Environ. Sci. Technol. Vol. 16, 532-536
- 13) L'Italien, S. (1993) Organic contaminants in the Great Lakes 1986-1990. Report No: EQB/LWD-OR/93-02-I, Environment Canada, Environmental Quality Branch, Ontario Region, Burlington, Ontario
- 14) DeVault, D.S., D. Anderson and P. Cook (1992) PCBs in the Green Bay water column 1989-90. International Association for Great Lakes Research. Abstract.
- 15) Filkins, J.C., J.M. Townsend and S.G. Rood (1983) Organochlorines in offshore waters of the Great Lakes, 1981. Cranbrook Institute of Science. Bloomfield Hills, Michigan. Unpublished report
- 16) Capel, P.D. and S.J. Eisenreich (1985) PCBs in Lake Superior, 1978-1980. J. Great Lakes Res. Vol. 11, No. 4, 447-461
- 17) Chan, C.H. and J. Kohli (1987) Surveys of trace contaminants in the St. Clair River, 1985. Inland Waters/Lands Directorate. Scientific Series, No. 158, 1-10
- 18) Biberhofer, J. and R.J.J. Stevens (1987) Organochlorine contaminants in ambient waters of Lake Ontario. Inland Waters/Lands Directorate. Scientific Series No. 159, 1-11
- 19) Kime, D.E. (1998) Endocrine disruption in fish, Kluwer Academic Pub.
- 20) Leatherland, J.F. and R.A. Sonstegard (1982) Bioaccumulation of organochlorines by yearling coho salmon (Oncorhynchus kisutch Walbaum) fed diets containing Great Lakes' coho salmon, and the pathophysiological responses of the recipients. Comp. Biochem. Physiol., Vol. 72C, 91-99

- 21) Miller, M.A., N.M. Kassulke and M.D. Walkowski (1993)
Organochlorine concentrations in Laurentian Great Lakes salmonines: Implications for fisheries management. Arch. Environ. Contam. Toxicol., Vol. 25, 212-219
- 22) Reinert, R.E. (1970) Pesticide concentrations in Great Lakes fish. Pestic. Monit. J. Vol. 3, No. 4, 233-240
- 23) Huestis, S.Y., M.R. Servos, D.M. Whittle, M. van den Heuvel and D.G. Dixon (1997) Evaluation of temporal and age-related trends of chemically and biologically generated 2,3,7,8-tetra chlorodibenzo-p-dioxin equivalents in Lake Ontario lake trout, 1977 to 1993. Environ. Toxicol. and Chemistry, Vol. 16, No. 2, 154-164
- 24) Hoff, R.M., W.M.J. Strachan, C.W. Sweet, C.H. Chan, M. Shackleton, T.F. Bidleman, K.A. Brice, D.A. Burniston, S. Cussion, D.F. Gatzs, K. Harlin and W.H. Schroeder (1996) Atmospheric deposition of toxic chemicals to the Great Lakes: A review of data through 1994. Atmospheric Environment, Vol. 30, No. 20, 3505-3527
- 25) McConnell, L.L., W.E. Cotham and T.F. Bidleman (1993) Gas exchange of hexachlorocyclohexane in the Great Lakes. Environ. Sci. Technol., Vol. 27, 1304-1311
- 26) Hornbuckle, K.C., C.W. Sweet, R.F. Pearson, D.L. Swackhamer and S.J. Eisenreich (1995) Assessing annual water-air fluxes of polychlorinated biphenyls in Lake Michigan. Environ. Sci. Technol., Vol. 29, 869-877
- 27) Baker, J.E. and S.J. Eisenreich (1990) Concentrations and fluxes of polycyclic aromatic hydrocarbons and polychlorinated biphenyls across the air-water interface of Lake Superior. Environ. Sci. Technol., Vol. 24, 342-352

- 28) Miller, M.A. (1993) Maternal transfer of organochlorine compounds in salmonines to their eggs. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, Vol. 50, 1405-1413
- 29) DeVault, D.S., R. Hesselberg, P.W. Rodgers and T.J. Feist (1996) Contaminant trends in lake trout and walleye from the Laurentian Great Lakes. *J. Great Lakes Res.*, Vol. 22, No. 4, 884-895
- 30) Turnbull, A. (1996) Chlorinated pesticides. *Chlorinated Organic Micropollutants*. ed. Hester, R.E. and R.M. Harrison, The Royal Society of Chemistry
- 31) Swackhamer, D.L. (1996) Studies of Polychlorinated Biphenyls in the Great Lakes. *Chlorinated Organic Micropollutants*. ed. Hester, R.E. and R.M. Harrison, The Royal Society of Chemistry
- 32) Ramamoorthy, S. and S. Ramamoorthy (1997) *Chlorinated Organic Compounds in the Environment*. Lewis Publishers
- 33) Harlow, H.E. and P.V. Hodson (1988) Chemical contamination of Hamilton Harbor: A review. *Can. Tech. Rept. Fish. Aquat. Sci.* 1603:91
- 34) Baker, J.E., S.J. Eisenreich, T.C. Johnson and B.M. Halfman (1985) Chlorinated hydrocarbon cycling in the benthic nepheloid layer of Lake Superior. *Environ. Sci. Technol.*, Vol. 19:854-861
- 35) Rodgers, P.W. and W.R. Swain (1983) Analysis of polychlorinated biphenyl (PCB) loading trends in Lake Michigan. *J. Great Lakes Res.*, Vol. 9, No. 4, 548-558
- 36) Eisenreich, S.J., B.B. Looney and J.D. Thornton (1981) Airborne organic contaminants in the Great Lakes ecosystem. *Environ. Sci. Technol.*, Vol. 15, 30-38

- 37) Oliver, B.G. and A.J. Niimi (1988) Trophodynamic analysis of polychlorinated biphenyl congeners and other chlorinated hydrocarbons in the Lake Ontario ecosystem. *Environ. Sci. Technol.*, Vol. 22, 388-397
- 38) Swackhamer, D.L. and D.E. Armstrong (1986) Estimation of the atmospheric and nonatmospheric contributions and losses of polychlorinated biphenyls for Lake Michigan on the basis of sediment records of remote lakes. *Environ. Sci. Technol.*, Vol. 20, 879-883
- 39) Eisenreich, S.J., B.B. Looney and G.J. Hollod (1983) PCBs in the Lake Superior atmosphere 1978-1980. in: Mackay, D. et al., eds., *Physical Behavior of PCBs in the Great Lakes*. Ann Arbor Science, Ann Arbor, MI
- 40) Eisenreich, S.J. and T.C. Johnson (1983) PCBs in the Great Lakes: Sources, Sink, Burdens. D'Itri, F.M. and M.A. Kamrin eds., Butterworth, Boston, MA, 49-75
- 41) Oliver, B.G., M.N. Charlton and R.W. Durham (1989) Distribution, redistribution, and geochronology of polychlorinated biphenyl congeners and other chlorinated hydrocarbons in Lake Ontario sediments. *Environ. Sci. Technol.*, Vol. 23, 200-208
- 42) Baker, J.E. and S.J. Eisenreich (1989) PCBs and PAHs as tracers of particulate dynamics in large lakes. *J. Great Lakes Res.*, Vol. 15, No. 1, 84-103
- 43) Swackhamer, D.L., B.D. McVeety and R.A. Hites (1988) Deposition and evaporation polychlorobiphenyl congeners to and from Siskiwit Lake, Isle Royale, Lake Superior. *Environ. Sci. Technol.*, Vol. 22, 664-672

- 44) Oliver, B.G., and R.A. Bourbonniere (1985) Chlorinated contaminants in surficial sediments of Lakes Huron, St. Clair, and Erie: Implications regarding sources along the St. Clair and Detroit Rivers. *J. Great Lakes Res.*, Vol. 11, No. 3, 366-372
- 45) Oliver, B.G. and M.N. Carlton (1984) Chlorinated organic contaminants on settling particulates in the Niagara River vicinity of Lake Ontario. *Environ. Sci. Technol.*, Vol. 18, 903-908
- 46) Kuehl, D.W., E.N. Leonard, B.C. Butterworth and K.L. Johnson (1983) Polychlorinated chemical residues in fish from major watersheds near the Great Lakes, 1979. *Environ. Int.*, Vol. 9, 293-299
- 47) Borgman U. and D.M. Whittle (1991) Contaminant concentration trends in Lake Ontario lake trout (*Salvelinus namaycush*): 1977 to 1988. *J. Great Lakes Res.*, Vol. 17, No. 3, 368-381
- 48) DeVault, D.S., J.M. Clark, G. Lahvis and J. Weishaar (1988) Contaminants and trends in fall run coho salmon. *J. Great Lakes Res.*, Vol. 14, No. 1, 23-33
- 49) Camanzo, J., C.P. Rice, D.J. Jude and R. Rossmann (1987) Organic priority pollutants in nearshore fish from 14 Lake Michigan tributaries and embayments, 1983. *J. Great Lakes Res.*, Vol. 13, No. 3, 296-309
- 50) Swain, W.R. (1978) Chlorinated organic residues in fish, water, and precipitation from the vicinity of Isle Royale, Lake Superior. *J. Great Lakes Res.*, Vol. 4, No. 3-4, 398-407
- 51) Stow, C.A., S.R. Carpenter, L.A. Eby, J.F. Amrhein and R.J. Hesselberg (1995) Evidence that PCBs are approaching stable concentrations in Lake Michigan fishes. *Ecological Applications*, Vol. 5, No. 1, 248-260

[北海・バルト海関連]

- 1) Hansen, P.D., H. von Westernhagen and H. Rosenthal (1985)
Chlorinated hydrocarbons and hatching success in Baltic herring spring spawners. *Mar. Environ. Res.*, Vol. 15, 59-76
- 2) Von Westernhagen, H.D., V. Dethlefsen, P. Cameron and D. Janssen (1987) Chlorinated hydrocarbon residues in gonads of marine fish and effects on reproduction. *Sarsia*, Vol. 72, 419-422
- 3) Huschenbeth, E. (1986) Zur kontamination von fischen der Nord- und Ostsee sowie der Unterelbe mit organochlorpestiziden und polychlorierten Biphenylen. *Arch. Fisch. Wiss.*, Vol. 36, 269-286
- 4) Falandysz, J. (1984) Organochlorine pesticides and polychlorinated biphenyls in livers of cod from the Southern Baltic, 1981. *Z. Lebensm. Unters. Forsh.* Vol. 179, 311-314
- 5) Wickstrom, K. and H. Pyysalo (1981) Organochlorine compounds in liver of cod (*Gadus morhua*) in the Northern Baltic. *Chemosphere*, Vol. 10, 999-1004
- 6) Haati, H. and M. Pertilla (1988) Levels and trends of organochlorines in cod and herring in the Northern Baltic. *Mar. Poll. Bull.*, Vol. 19, 29-32
- 7) Schneider, R. (1982) Polychlorinated biphenyls (PCBs) in cod tissues from Western Baltic: Significance of equilibrium partitioning and lipid composition in the bioaccumulation of lipophilic pollutants in gill-breathing animals. *Meeresforsch.* Vol. 29, 69-79
- 8) Staveland, G. and I. Marthinsen (1989) Growth, condition and PCB content of cod (*Gadus morhua*) and flounder (*Platichthys flesus*) in the Hvaler area, Southern Norway. ICES Marine Environmental Quality Committee, E:3, 14pp.

- 9)Miettinen,V.,M.Verta,K.Erkomaa and O.Jarvinen(1985)Chlorinated hydrocarbons and heavy metals in fish in the Finnish coastal areas of the Gulf of Finland.Finn.Fish.Res.,Vol.6,77-80
- 10)Paasivarta,J.and T.Rantio(1991)Chloroterpenes and other organochlorines in Baltic finfish and Arctic wildlife. Chemosphere,Vol.22,47-55
- 11)Von Westernhagen,H.D.H.Rosenthal,V.Dethlefsen,W.Ernst, U.Harms and P.D.Hansen(1981)Bioaccumulating substances and reproductive success in Baltic flounder,Platichthys flesus. Aquat.Toxicol.,Vol.1,85-99
- 12)Koistinen,J.,J.Paasivirta and P.J.Vuorinen(1989)Dioxins and other planar polychloroaromatic compounds in Baltic,Finnish and Arctic fish samples.Chemosphere,Vol.19,527-530
- 13)Berqvist,P.A.,S.Bergek,H.Hallback,C.Rappe and S.A.Slorach(1989) Dioxins in cod and herring from seas around Sweden. Chemosphere,Vol.19,551-556
- 14)Kelly,A.G.and L.A.Campbell(1994)Organochlorine contaminations in liver of cod(Gadus morhua)and muscle of herring(Clupea harengus)from Scottish waters.Mar.Poll.Bull.,Vol.28,103-108
- 15)Harms,U.and M.A.T.Kerkhoff(1988)Accumulation by fish.in "Pollution of the North Sea.An Assessment", (Salomons,W.,B.L. Bayne,E.K.Duursma and U.Forstner,eds.),Springer-Verlag,Berlin, 567-578
- 16)Knickmeyer,R.and H.Steinhardt(1990)Patterns of cyclic organochlorine contamination in livers of male Pleuronectiformes from the North Sea,Winter 1987.Mar.Poll. Bull.,Vol.21,187-189

- 17) Von Westernhagen, H., P. Cameron, V. Dethlefsen and D. Janssen
(1989) Chlorinated hydrocarbons in North Sea whiting
(Merlangus merlangus L.) and effects on reproduction: Tissue
burden and hatching success. Helgolaender
Meeresuntersuchungen, Vol. 43, 45-60
- 18) Luckas, B. and U. Harms (1987) Characteristic levels of chlorinated
hydrocarbons and trace metals in fish from coastal waters of
North and Baltic Sea, Int. J. Environ. Anal. Chem., Vol. 29, 215-225

(5) 内分泌攪乱作用を示すと疑われた結果の報告

ア 平成 10 年度調査では以下に示した資料に記載されている内容に関し、
物質ごとに取りまとめた。

- 1) 社団法人日本化学工業協会(1997.3)平成 8 年度通商産業省委託調査内分
泌(エンドクリン)系に作用する化学物質に関する調査研究 - 化学物
質リスクリダクション対策調査 - 化学物質国際規制対策推進等(総合
安全管理の体制 整備等)報告書
- 2) 環境庁(1997.7)外因性内分泌攪乱化学物質問題に関する研究班中間報告書
- 3) 環境庁(1998.5)外因性内分泌攪乱化学物質問題への環境庁の対応方針につ
いて - 環境ホルモン戦略計画 SPEED'98 -
- 4) 厚生省(1998.11) 内分泌攪乱化学物質の健康影響に関する検討会中間報告
- 5) 東京都衛生研究所毒性部(1999.3)内分泌攪乱作用が疑われる化学物質の生
態影響デ - タ集
- 6) 国立医薬品食品衛生研究所化学物質情報部(1999.4)H S E ホ - ムペ - ジ内
分泌攪乱候補物質、関連物質、および参照物質一覧
- 7) U.S.E.P.A.(1988)Pesticide Fact Handbook
- 8) シ - ア・コルボ - ン他(1998)「よくわかる環境ホルモン学」、環境新聞社
- 9) U.S.National Library of Medicine(1999)Hazardous Substances
Data Bank

イ 平成 11 年度調査では SPEED'98 掲載物質ごとに文献検索データベースを
利用して文献検索を行い、生態影響(水生生物)に関する文献を選出し、報
告の整理を行った。文献検索データベースとしては、情報源が比較的広い

MEDLINE、TOXLINE を主とした。なお、ダイオキシン類、農薬は対象としなかった。

以下に示した進め方により、得られた報告の信頼性評価を行った。

1) 一次評価

平成 10 年度及び平成 11 年度に検索・選出された報告について、専門家により、詳細レビューを実施し、主に、試験方法並びに結果の解析方法に着目し、信頼性評価を行った。報告の信頼性評価結果として、「信頼できる」、「ある程度信頼できる」、「信頼性は低い」に区分した。

2) 二次評価

被験物質の妥当性、記載された作用濃度の妥当性、評価項目の妥当性に着目し、専門家により、信頼性評価を実施した。被験物質については、「単一物質」、「混合物で組成が既知」、「混合物で組成が未知」、「不明」に、記載された作用濃度については、濃度の実測状況、換水状況を勘案し、「信頼性が高い」、「信頼性がやや低い」、「信頼性が低い」、「不明」に、評価項目の妥当性については、評価項目が「内分泌との関連の有・無」に区分した。試験の再現性を考慮し、被験物質の入手先の記載がある場合は、記載された作用濃度の「信頼性が高い」報告を「信頼できる」とした。記載された作用濃度の「信頼性がやや低い」報告を「ある程度信頼できる」とした。

記載された作用濃度の「信頼性が低い」または「不明」の報告については「信頼性は低い」に区分した。被験物質の入手先の記載がない場合は、「単一物質」の被験物質を使用し、記載された作用濃度の「信頼性が高い」報告を「信頼できる」とした。「単一物質」の被験物質を使用し、記載された作用濃度の「信頼性がやや低い」報告と「混合物で組成が既知」の被験物質を使用し、記載された作用濃度の「信頼性が高い」または「信頼性がやや低い」報告を「ある程度信頼できる」とした。「混合物で組成が未知」または「不明」の被験物質を使用した報告と「単一物質」または「混合物で組成が既知」の被験物質を使用し、記載された作用濃度の「信頼性が低い」または「不明」の報告については「信頼性は低い」に区分した。

(6) まとめ

はじめに、平成 11 年度の全国一斉調査での測定結果を記載し、平成 10 年度の測定結果及び国内外の過去の測定結果(以下、過去の測定結果)との比較を行った。検出された最高値が建設省の調査結果であった場合、その旨付記した。平成 11 年度に測定を行わなかった対象物質及び平成 10 年度調査においてのみ検出された調査結果については平成 10 年度の調査結果を記載した。

平成 10 年度及び平成 11 年度の全国一斉調査での測定結果が検出限界値未満であった場合、過去の測定結果との比較は行わなかった。また、全国一斉調査で検出され、過去の測定結果が検出限界値未満であった場合、全国一斉調査の最高値が過去の測定結果の検出限界値を超えていた際には、その限界値との比較を行い、超えなかった際には比較を行わなかった。

内分泌攪乱作用を示すと疑われた結果の報告のなかで信頼性評価の二次評価で「信頼できる」とされた作用濃度を曝露作用暫定分類指数の計算に使用した。

用語の解説

作用内容に記載した用語の簡単な解説を岩波生物学辞典及びステッドマン医学大辞典等より抜粋して示す。

アセチルコリンエステラーゼ：体内の化学伝達物質であるアセチルコリンを分解する酵素

アンドロジェン(アンドロゲン)：雄性ホルモン作用をもつ物質の総称

インボセックス：巻貝類の雌に雄の生殖器官(ペニスや輸精管)が形成されて発達する現象

エストロジェン(エストロゲン)：発情ホルモン作用をもつ物質の総称

サイロキシン(チロキシン)：甲状腺から分泌されるホルモン

テストステロン：精巣から分泌される雄性ホルモン

トリヨードサイロニン(トリヨードチロニン)：甲状腺から分泌されるホルモンでその作用はサイロキシンより強い

ピテロジェニン：卵黄形成時に卵母細胞に吸収され、卵黄の原料となる雌性特有な体液蛋白質

ミューラー管：脊椎動物において生じる中胚葉性の管で、後に雄では退化するが、雌では発達して輸卵管となる

1.ダイオキシン類

使用量およびその推移

非意図的生成物

環境中濃度に関する規制

0.1-5ngTEQ/m³N (新設)(大気排出基準：ダイオキシン類対策特別措置法、大防法、ごみ処理施設・産業廃棄物処理施設維持管理基準：廃掃法)

1-10ngTEQ/ m³N (既設：平成14年12月1日から)(大気排出基準：ダイオキシン類対策特別措置法、大防法、ごみ処理施設・産業廃棄物処理施設維持管理基準：廃掃法)

20-80ngTEQ/ m³N (既設暫定：平成14年11月31日まで)(大気排出基準：大防法)

2-80ngTEQ/ m³N (既設暫定：平成14年11月31日まで)(大気排出基準：ダイオキシン類対策特別措置法)

10pgTEQ/L 以下 (新設：平成13年1月15日から)(水質排出基準：ダイオキシン類対策特別措置法、最終処分場の維持管理基準：廃掃法)

20-50pgTEQ/L 以下 (既設暫定：平成13年1月15日から3年間)(水質排出基準：ダイオキシン類対策特別措置法)

3ngTEQ/g (ばいじん等処理基準：ダイオキシン類対策特別措置法)

年平均値 0.6pgTEQ/m³ 以下 (大気環境基準：ダイオキシン類対策特別措置法、一般廃棄物処理施設の設置基準：大防法：平成13年1月15日より指定物質から削除)

年平均値 1pgTEQ/L 以下 (水質環境基準：ダイオキシン類対策特別措置法)

1,000pgTEQ/g 以下 (土壌環境基準：ダイオキシン類対策特別措置法)

*ただし、環境基準を達成していても、250pgTEQ/g 以上の場合には必要な調査を実施。

1. 全国一斉調査結果

公共用水域等のダイオキシン類調査等で実施することから本調査対象から除外した。

2. 国内の過去の測定値

公共用水域等のダイオキシン類調査等で実施することから本調査対象から除外した。

3. 海外の汚染水域での測定値

公共用水域等のダイオキシン類調査等で実施することから本調査対象から除外した。

4. 内分泌攪乱作用を示すと疑われた結果(水中濃度)の報告(生体内試験)

内分泌攪乱作用を示すと疑われた結果(水中濃度)の報告(生体内試験)は得ら

れなかった¹。なお、内分泌攪乱作用に関する試験管内試験の報告は得られている。

5 . まとめ

今回の検討からは除外した。

¹ なお、ダイオキシン類には哺乳類等に内分泌攪乱作用をおよぼす疑いがあるとの報告は多数存在する。

2. ポリ塩化ビフェニール類(PCB)

使用量およびその推移

生産中止(1972年)、第1種特定化学物質(1974年)

最後の使用量は1,457t(1972年)で、前年(6,950t)と比較して減少傾向であった。

環境中濃度に関する規制

検出されないこと：0.0005mg/L未満(環境基準(水質、地下水)：環境基本法、地下浸透水：水濁法)

検出されないこと：0.0005mg/L検液未満(環境基準(土壌)：環境基本法)

検出されないこと：0.0005mg/L試料未満(非水溶無機・建設汚泥)(海洋投入判定基準：廃掃法)

0.003mg/L(排水基準：水濁法、特定事業所排除基準：下水法、放流水基準：下水法、埋立余水排水基準：海防法、船舶排水基準：海防法)

0.003mg/L試料(廃酸・廃アルカリ)(海洋投入判定基準：廃掃法、埋立判定基準：海防法)

0.003mg/L検液(埋立処分判定基準：廃掃法)

0.003mg/L検液(水底土砂、汚泥)(埋立判定基準：海防法)

0.003mg/kg試料(有機汚泥)(海洋投入判定基準：廃掃法)

40mg塩素/kg試料(有機塩素化合物として)(洋上焼却基準：海防法)

0.1mg/m³(労働環境評価基準：労働安全法)

1. 全国一斉調査結果

1.1. 平成11年度

調査区分	調査名	同族体名	検出した試料数 / 調査試料数	検出濃度範囲
水質調査	一般水域調査 (冬季)	塩化ビフェニール	14/170	ND(<0.00001) - 0.0022 μg/L
		二塩化ビフェニール	59/170	ND(<0.00001) - 0.0099 μg/L
		三塩化ビフェニール	100/170	ND(<0.00001) - 0.019 μg/L
		四塩化ビフェニール	135/170	ND(<0.00001) - 0.009 μg/L
		五塩化ビフェニール	115/170	ND(<0.00001) - 0.0027 μg/L
		六塩化ビフェニール	64/170	ND(<0.00001) - 0.00094 μg/L
		七塩化ビフェニール	21/170	ND(<0.00001) - 0.00047 μg/L
		八塩化ビフェニール	1/170	ND(<0.00001) - 0.00009 μg/L
		九塩化ビフェニール	1/170	ND(<0.00001) - 0.00001 μg/L
		十塩化ビフェニール	1/170	ND(<0.00001) - 0.00004 μg/L
		PCBの合計	144/170	ND - 0.040 μg/L
底質調査	一般水域調査 (冬季)	塩化ビフェニール	33/48	ND(<0.01) - 200 μg/kg
		二塩化ビフェニール	45/48	ND(<0.01) - 590 μg/kg
		三塩化ビフェニール	45/48	ND(<0.01) - 850 μg/kg
		四塩化ビフェニール	44/48	ND(<0.01) - 610 μg/kg
		五塩化ビフェニール	46/48	ND(<0.01) - 260 μg/kg
		六塩化ビフェニール	45/48	ND(<0.01) - 170 μg/kg
		七塩化ビフェニール	39/48	ND(<0.01) - 120 μg/kg
		八塩化ビフェニール	29/48	ND(<0.01) - 22 μg/kg
		九塩化ビフェニール	26/48	ND(<0.01) - 4.8 μg/kg
		十塩化ビフェニール	25/48	ND(<0.01) - 0.93 μg/kg
		PCBの合計	47/48	ND - 2,200 μg/kg

調査区分	調査名	同族体名	検出した試料数 / 調査試料数	検出濃度範囲
底質調査	建設省実態調査 (夏期)	塩化ビフェニル	0/11	ND(<1) $\mu\text{g}/\text{kg}$
		二塩化ビフェニル	2/11	ND(<1) - 2.1 $\mu\text{g}/\text{kg}$
		三塩化ビフェニル	1/11	ND(<1) - 4.9 $\mu\text{g}/\text{kg}$
		四塩化ビフェニル	2/11	ND(<1) - 4.7 $\mu\text{g}/\text{kg}$
		五塩化ビフェニル	3/11	ND(<1) - 2.0 $\mu\text{g}/\text{kg}$
		六塩化ビフェニル	3/11	ND(<1) μ - 0.9 g/kg
		七塩化ビフェニル	0/11	ND(<1) $\mu\text{g}/\text{kg}$
		八塩化ビフェニル	0/11	ND(<1) $\mu\text{g}/\text{kg}$
		九塩化ビフェニル	0/11	ND(<1) $\mu\text{g}/\text{kg}$
		十塩化ビフェニル	0/11	ND(<1) $\mu\text{g}/\text{kg}$
		PCB の合計	4/11	ND(<1) - 13 $\mu\text{g}/\text{kg}$
	建設省実態調査 (秋期)	塩化ビフェニル	0/11	ND(<1) $\mu\text{g}/\text{kg}$
		二塩化ビフェニル	0/11	ND(<1) $\mu\text{g}/\text{kg}$
		三塩化ビフェニル	1/11	ND(<1) μ - 1.1 g/kg
		四塩化ビフェニル	1/11	ND(<1) - 1.1 $\mu\text{g}/\text{kg}$
		五塩化ビフェニル	3/11	ND(<1) - 0.8 $\mu\text{g}/\text{kg}$
		六塩化ビフェニル	2/11	ND(<1) - 1.1 $\mu\text{g}/\text{kg}$
		七塩化ビフェニル	0/11	ND(<1) $\mu\text{g}/\text{kg}$
		八塩化ビフェニル	0/11	ND(<1) $\mu\text{g}/\text{kg}$
		九塩化ビフェニル	0/11	ND(<1) $\mu\text{g}/\text{kg}$
		十塩化ビフェニル	0/11	ND(<1) $\mu\text{g}/\text{kg}$
		PCB の合計	3/11	ND(<1) - 2.2 $\mu\text{g}/\text{kg}$

1.2. 平成10年度

調査区分	調査名	同族体名	検出した試料数 / 調査試料数	検出濃度範囲
水質調査	一般水域調査 (夏季)	塩化ビフェニル	1/130	ND(<0.0005) - 0.0056 $\mu\text{g}/\text{L}$
		二塩化ビフェニル	2/130	ND(<0.002) - 0.012 $\mu\text{g}/\text{L}$
		三塩化ビフェニル	17/130	ND(<0.0005) - 0.023 $\mu\text{g}/\text{L}$
		四塩化ビフェニル	5/130	ND(<0.0005) - 0.012 $\mu\text{g}/\text{L}$
		五塩化ビフェニル	4/130	ND(<0.0005) - 0.0029 $\mu\text{g}/\text{L}$
		六塩化ビフェニル	0/130	ND(<0.0005) $\mu\text{g}/\text{L}$
		七塩化ビフェニル	0/130	ND(<0.0005) $\mu\text{g}/\text{L}$
		八塩化ビフェニル	0/130	ND(<0.001) $\mu\text{g}/\text{L}$
		九塩化ビフェニル	0/130	ND(<0.001) $\mu\text{g}/\text{L}$
		十塩化ビフェニル	0/130	ND(<0.001) $\mu\text{g}/\text{L}$
		PCB の合計	18/130	ND-0.053 $\mu\text{g}/\text{L}$

調査区分	調査名	同族体名	検出した試料数 / 調査試料数	検出濃度範囲
水質調査	一般水域・重点 水域調査（秋季）	塩化ビフェニル	36/275	ND(<0.00001) - 0.0045 µg/L
		二塩化ビフェニル	175/275	ND(<0.00001) - 0.049 µg/L
		三塩化ビフェニル	219/275	ND(<0.00001) - 0.100 µg/L
		四塩化ビフェニル	198/275	ND(<0.00001) - 0.046 µg/L
		五塩化ビフェニル	191/275	ND(<0.00001) - 0.055 µg/L
		六塩化ビフェニル	144/275	ND(<0.00001) - 0.027 µg/L
		七塩化ビフェニル	28/275	ND(<0.00001) - 0.0023 µg/L
		八塩化ビフェニル	8/275	ND(<0.00001) - 0.00007 µg/L
		九塩化ビフェニル	1/275	ND(<0.00001) - 0.00004 µg/L
		十塩化ビフェニル	1/275	ND(<0.00001) - 0.00002 µg/L
		PCB の合計	263/275	ND-0.220 µg/L
		野生生物影響実 態調査（コイ）	塩化ビフェニル	0/4
	二塩化ビフェニル		0/4	ND(<0.01) µg/L
	三塩化ビフェニル		0/4	ND(<0.01) µg/L
	四塩化ビフェニル		0/4	ND(<0.01) µg/L
	五塩化ビフェニル		0/4	ND(<0.01) µg/L
	六塩化ビフェニル		0/4	ND(<0.01) µg/L
	七塩化ビフェニル		0/4	ND(<0.01) µg/L
	八塩化ビフェニル		0/4	ND(<0.01) µg/L
	九塩化ビフェニル		0/4	ND(<0.01) µg/L
	十塩化ビフェニル		0/4	ND(<0.01) µg/L
	PCB の合計		0/4	ND
	野生生物影響実 態調査（カエル 類）	塩化ビフェニル	0/19	ND(<0.01) µg/L
		二塩化ビフェニル	0/19	ND(<0.01) µg/L
		三塩化ビフェニル	0/19	ND(<0.01) µg/L
		四塩化ビフェニル	0/19	ND(<0.01) µg/L
		五塩化ビフェニル	0/19	ND(<0.01) µg/L
		六塩化ビフェニル	0/19	ND(<0.01) µg/L
		七塩化ビフェニル	0/19	ND(<0.01) µg/L
		八塩化ビフェニル	0/19	ND(<0.01) µg/L
		九塩化ビフェニル	0/19	ND(<0.01) µg/L
		十塩化ビフェニル	0/19	ND(<0.01) µg/L
	PCB の合計	0/19	ND	

調査区分	調査名	同族体名	検出した試料数 / 調査試料数	検出濃度範囲
底質調査	一般水域調査 (秋季)	塩化ビフェニル	0/152	ND(<0.02) μg/kg
		二塩化ビフェニル	52/152	ND(<0.02)–130 μg/kg
		三塩化ビフェニル	107/152	ND(<0.02)–260 μg/kg
		四塩化ビフェニル	96/152	ND(<0.02)–450 μg/kg
		五塩化ビフェニル	108/152	ND(<0.02)–540 μg/kg
		六塩化ビフェニル	95/152	ND(<0.02)–420 μg/kg
		七塩化ビフェニル	57/152	ND(<0.02)–80 μg/kg
		八塩化ビフェニル	40/152	ND(<0.02)–11 μg/kg
		九塩化ビフェニル	15/152	ND(<0.02)–0.47 μg/kg
		十塩化ビフェニル	0/152	ND(<0.02) μg/kg
		PCBの合計	126/152	ND–1,500 μg/kg
	建設省実態調査 (後期)	一塩素化物	0/5	ND(<1) μg/kg
		二塩素化物	1/5	ND(<1)–0.2 μg/kg
		三塩素化物	2/5	ND(<1)–0.4 μg/kg
		四塩素化物	3/5	ND(<1)–0.5 μg/kg
		五塩素化物	3/5	ND(<1)–1.4 μg/kg
		六塩素化物	3/5	ND(<1)–1.2 μg/kg
		七塩素化物	1/5	ND(<1)–0.3 μg/kg
		八塩素化物	0/5	ND(<1) μg/kg
		九塩素化物	0/5	ND(<1) μg/kg
		十塩素化物	0/5	ND(<1) μg/kg
		PCBの合計	3/5	ND–3.7 μg/kg
	野生生物影響実 態調査(コイ)	塩化ビフェニル	0/3	ND(<0.02) μg/kg
		二塩化ビフェニル	0/3	ND(<0.02) μg/kg
		三塩化ビフェニル	2/3	ND(<0.02)–0.06 μg/kg
		四塩化ビフェニル	2/3	ND(<0.02)–0.55 μg/kg
		五塩化ビフェニル	3/3	0.02–0.57 μg/kg
		六塩化ビフェニル	2/3	ND(<0.02)–0.24 μg/kg
		七塩化ビフェニル	0/3	ND(<0.02) μg/kg
		八塩化ビフェニル	0/3	ND(<0.02) μg/kg
		九塩化ビフェニル	0/3	ND(<0.02) μg/kg
		十塩化ビフェニル	0/3	ND(<0.02) μg/kg
		PCBの合計	3/3	0.08–1.2 μg/kg
	野生生物影響実 態調査(カエル類)	塩化ビフェニル	0/12	ND(<1) μg/kg
		二塩化ビフェニル	0/12	ND(<1) μg/kg
		三塩化ビフェニル	0/12	ND(<1) μg/kg
		四塩化ビフェニル	1/12	ND(<1)–5 μg/kg
		五塩化ビフェニル	1/12	ND(<1)–42 μg/kg
		六塩化ビフェニル	1/12	ND(<1)–14 μg/kg
		七塩化ビフェニル	0/12	ND(<1) μg/kg
		八塩化ビフェニル	0/12	ND(<1) μg/kg
九塩化ビフェニル		0/12	ND(<1) μg/kg	
十塩化ビフェニル		0/12	ND(<1) μg/kg	
PCBの合計		1/12	ND–61 μg/kg	

調査区分	調査名	同族体名	検出した試料数 / 調査試料数	検出濃度範囲
土壌調査	農薬等の環境残留実態調査	塩化ビフェニル	0/94	ND(<1) µg/kg
		二塩化ビフェニル	0/94	ND(<1) µg/kg
		三塩化ビフェニル	3/94	ND(<1)–2 µg/kg
		四塩化ビフェニル	5/94	ND(<1)–131 µg/kg
		五塩化ビフェニル	6/94	ND(<1)–368 µg/kg
		六塩化ビフェニル	6/94	ND(<1)–269 µg/kg
		七塩化ビフェニル	5/94	ND(<1)–122 µg/kg
		八塩化ビフェニル	4/94	ND(<1)–28 µg/kg
		九塩化ビフェニル	1/94	ND(<1)–2 µg/kg
		十塩化ビフェニル	0/94	ND(<1) µg/kg
		PCB の合計	6/94	ND–825 µg/kg
	野生生物影響実態調査（カエル類）	塩化ビフェニル	0/7	ND(<1) µg/kg
		二塩化ビフェニル	0/7	ND(<1) µg/kg
		三塩化ビフェニル	0/7	ND(<1) µg/kg
		四塩化ビフェニル	0/7	ND(<1) µg/kg
		五塩化ビフェニル	0/7	ND(<1) µg/kg
		六塩化ビフェニル	0/7	ND(<1) µg/kg
		七塩化ビフェニル	0/7	ND(<1) µg/kg
		八塩化ビフェニル	0/7	ND(<1) µg/kg
		九塩化ビフェニル	0/7	ND(<1) µg/kg
十塩化ビフェニル		0/7	ND(<1) µg/kg	
PCB の合計	0/7	ND		
水生生物調査 (魚類)	一般水域調査 (秋季)	塩化ビフェニル	0/141	ND(<0.4) µg/kg
		二塩化ビフェニル	5/141	ND(<0.4)–74 µg/kg
		三塩化ビフェニル	93/141	ND(<0.4)–710 µg/kg
		四塩化ビフェニル	92/141	ND(<0.4)–310 µg/kg
		五塩化ビフェニル	116/141	ND(<0.4)–260 µg/kg
		六塩化ビフェニル	129/141	ND(<0.4)–140 µg/kg
		七塩化ビフェニル	45/141	ND(<0.4)–38 µg/kg
		八塩化ビフェニル	10/141	ND(<0.4)–7.2 µg/kg
		九塩化ビフェニル	1/141	ND(<0.4)–0.6 µg/kg
		十塩化ビフェニル	0/141	ND(<0.4) µg/kg
		PCB の合計	133/141	ND–1,300 µg/kg
野生生物調査	影響実態調査 (コイ)	塩化ビフェニル	0/145	ND(<0.10) µg/kg
		二塩化ビフェニル	28/145	ND(<0.10)–4.3 µg/kg
		三塩化ビフェニル	68/145	ND(<0.10)–79 µg/kg
		四塩化ビフェニル	145/145	0.21–330 µg/kg
		五塩化ビフェニル	145/145	0.66–640 µg/kg
		六塩化ビフェニル	145/145	0.80–490 µg/kg
		七塩化ビフェニル	145/145	0.10–76 µg/kg
		八塩化ビフェニル	58/145	ND(<0.10)–7.5 µg/kg
		九塩化ビフェニル	4/145	ND(<0.10)–0.17 µg/kg
		十塩化ビフェニル	0/145	ND(<0.10) µg/kg
		PCB の合計	145/145	2.5–1,600 µg/kg

調査区分	調査名	同族体名	検出した試料数 / 調査試料数	検出濃度範囲
野生生物調査	影響実態調査 (カエル類)	塩化ビフェニル	0/80	ND(<1-5) μg/kg
		二塩化ビフェニル	0/80	ND(<1-5) μg/kg
		三塩化ビフェニル	0/80	ND(<1-5) μg/kg
		四塩化ビフェニル	0/80	ND(<1-5) μg/kg
		五塩化ビフェニル	1/80	ND(<1-5)-4 μg/kg
		六塩化ビフェニル	1/80	ND(<1-5)-9 μg/kg
		七塩化ビフェニル	0/80	ND(<1-5) μg/kg
		八塩化ビフェニル	0/80	ND(<1-5) μg/kg
		九塩化ビフェニル	0/80	ND(<1-5) μg/kg
		十塩化ビフェニル	0/80	ND(<1-5) μg/kg
		PCB の合計	1/80	ND-13 μg/kg
		影響実態調査 (クジラ類)	塩化ビフェニル	0/26
	二塩化ビフェニル		0/26	ND(<50) μg/kg
	三塩化ビフェニル		6/26	ND(<50)-310 μg/kg
	四塩化ビフェニル		22/26	ND(<50)-8,220 μg/kg
	五塩化ビフェニル		23/26	ND(<50)-17,100 μg/kg
	六塩化ビフェニル		24/26	ND(<50)-57,000 μg/kg
	七塩化ビフェニル		21/26	ND(<50)-33,300 μg/kg
	八塩化ビフェニル		6/26	ND(<50)-4,740 μg/kg
	九塩化ビフェニル		1/26	ND(<50)-240 μg/kg
	十塩化ビフェニル		0/26	ND(<50) μg/kg
	PCB の合計		24/26	ND-120,600 μg/kg
	影響実態調査 (アザラシ類)	塩化ビフェニル	0/19	ND(<50) μg/kg
		二塩化ビフェニル	0/19	ND(<50) μg/kg
		三塩化ビフェニル	0/19	ND(<50) μg/kg
		四塩化ビフェニル	1/19	ND(<50)-180 μg/kg
		五塩化ビフェニル	13/19	ND(<50)-2,470 μg/kg
		六塩化ビフェニル	19/19	120-5,490 μg/kg
		七塩化ビフェニル	4/19	ND(<50)-520 μg/kg
		八塩化ビフェニル	0/19	ND(<50) μg/kg
		九塩化ビフェニル	0/19	ND(<50) μg/kg
		十塩化ビフェニル	0/19	ND(<50) μg/kg
	PCB の合計	19/19	120-8,660 μg/kg	

調査区分	調査名	同族体名	検出した試料数 / 調査試料数	検出濃度範囲
野生生物調査	影響実態調査 (ドバト)	塩化ビフェニル	0/32	ND(<1-5) µg/kg
		二塩化ビフェニル	0/32	ND(<1-5) µg/kg
		三塩化ビフェニル	0/32	ND(<1-5) µg/kg
		四塩化ビフェニル	0/32	ND(<1-5) µg/kg
		五塩化ビフェニル	1/32	ND(<1-5)-1 µg/kg
		六塩化ビフェニル	4/32	ND(<1-5)-6 µg/kg
		七塩化ビフェニル	1/32	ND(<1-5)-1 µg/kg
		八塩化ビフェニル	0/32	ND(<1-5) µg/kg
		九塩化ビフェニル	0/32	ND(<1-5) µg/kg
		十塩化ビフェニル	0/32	ND(<1-5) µg/kg
		PCB の合計	6/32	ND-6 µg/kg
		影響実態調査 (トビ)	塩化ビフェニル	0/26
	二塩化ビフェニル		0/26	ND(<1) µg/kg
	三塩化ビフェニル		25/26	ND(<1)-67 µg/kg
	四塩化ビフェニル		26/26	5-494 µg/kg
	五塩化ビフェニル		26/26	14-2,230 µg/kg
	六塩化ビフェニル		26/26	20-3,940 µg/kg
	七塩化ビフェニル		26/26	4-1,760 µg/kg
	八塩化ビフェニル		24/26	ND(<1)-346 µg/kg
	九塩化ビフェニル		7/26	ND(<1)-38 µg/kg
	十塩化ビフェニル		4/26	ND(<1)-21 µg/kg
	影響実態調査 (シマフクロウ)	PCB の合計	26/26	48-8,871 µg/kg
		塩化ビフェニル	0/5	ND(<1) µg/kg
		二塩化ビフェニル	0/5	ND(<1) µg/kg
		三塩化ビフェニル	4/5	ND(<1)-2 µg/kg
		四塩化ビフェニル	4/5	ND(<1)-11 µg/kg
		五塩化ビフェニル	5/5	4.0-23 µg/kg
		六塩化ビフェニル	5/5	5.0-27 µg/kg
		七塩化ビフェニル	4/5	ND(<1)-11 µg/kg
		八塩化ビフェニル	0/5	ND(<1) µg/kg
九塩化ビフェニル		0/5	ND(<1) µg/kg	
十塩化ビフェニル	0/5	ND(<1) µg/kg		
PCB の合計	5/5	9.0-72 µg/kg		

調査区分	調査名	同族体名	検出した試料数 / 調査試料数	検出濃度範囲
野生生物調査	影響実態調査 (猛禽類)	塩化ビフェニル	0/30	ND(<1-50) μg/kg
		二塩化ビフェニル	0/30	ND(<1-50) μg/kg
		三塩化ビフェニル	8/30	ND(<1-50)-202 μg/kg
		四塩化ビフェニル	11/30	ND(<1-50)-1,460 μg/kg
		五塩化ビフェニル	23/30	ND(<1-50)-3,310 μg/kg
		六塩化ビフェニル	26/30	ND(<1-50)-6,160 μg/kg
		七塩化ビフェニル	23/30	ND(<1-50)-2,560 μg/kg
		八塩化ビフェニル	15/30	ND(<1-50)-419 μg/kg
		九塩化ビフェニル	10/30	ND(<1-50)-93 μg/kg
		十塩化ビフェニル	9/30	ND(<1-50)-51 μg/kg
		PCBの合計	26/30	ND-14,255 μg/kg
		影響実態調査 (アカネズミ)	塩化ビフェニル	0/30
	二塩化ビフェニル		0/30	ND(<2-5) μg/kg
	三塩化ビフェニル		0/30	ND(<2-5) μg/kg
	四塩化ビフェニル		0/30	ND(<2-5) μg/kg
	五塩化ビフェニル		0/30	ND(<2-5) μg/kg
	六塩化ビフェニル		0/30	ND(<2-5) μg/kg
	七塩化ビフェニル		0/30	ND(<2-5) μg/kg
	八塩化ビフェニル		0/30	ND(<2-5) μg/kg
	九塩化ビフェニル		0/30	ND(<2-5) μg/kg
	十塩化ビフェニル		0/30	ND(<2-5) μg/kg
	PCBの合計		0/30	ND
	影響実態調査 (ニホンザル)	塩化ビフェニル	0/41	ND(<1-10) μg/kg
		二塩化ビフェニル	0/41	ND(<1-10) μg/kg
		三塩化ビフェニル	0/41	ND(<1-10) μg/kg
		四塩化ビフェニル	0/41	ND(<1-10) μg/kg
		五塩化ビフェニル	0/41	ND(<1-10) μg/kg
		六塩化ビフェニル	0/41	ND(<1-10) μg/kg
		七塩化ビフェニル	0/41	ND(<1-10) μg/kg
		八塩化ビフェニル	0/41	ND(<1-10) μg/kg
		九塩化ビフェニル	0/41	ND(<1-10) μg/kg
		十塩化ビフェニル	0/41	ND(<1-10) μg/kg
	PCBの合計	0/41	ND	

調査区分	調査名	同族体名	検出した試料数 / 調査試料数	検出濃度範囲
野生生物調査	影響実態調査 (クマ類)	塩化ビフェニル	0/17	ND(<1-5) µg/kg
		二塩化ビフェニル	0/17	ND(<1-5) µg/kg
		三塩化ビフェニル	0/17	ND(<1-5) µg/kg
		四塩化ビフェニル	0/17	ND(<1-5) µg/kg
		五塩化ビフェニル	0/17	ND(<1-5) µg/kg
		六塩化ビフェニル	2/17	ND(<1-5)-14 µg/kg
		七塩化ビフェニル	0/17	ND(<1-5) µg/kg
		八塩化ビフェニル	1/17	ND(<1-5)-1 µg/kg
		九塩化ビフェニル	0/17	ND(<1-5) µg/kg
		十塩化ビフェニル	0/17	ND(<1-5) µg/kg
		PCB の合計	2/17	ND-14 µg/kg
	影響実態調査 (タヌキ)	塩化ビフェニル	0/15	ND(<4-25) µg/kg
		二塩化ビフェニル	0/15	ND(<4-25) µg/kg
		三塩化ビフェニル	1/15	ND(<4-25)-26 µg/kg
		四塩化ビフェニル	2/15	ND(<4-5)-90 µg/kg
		五塩化ビフェニル	8/15	ND(<4-25)-178 µg/kg
		六塩化ビフェニル	10/15	ND(<4-25)-223 µg/kg
		七塩化ビフェニル	7/15	ND(<1-25)-85 µg/kg
		八塩化ビフェニル	1/15	ND(<4-25)-8 µg/kg
		九塩化ビフェニル	0/15	ND(<4-25) µg/kg
十塩化ビフェニル	0/15	ND(<4-25) µg/kg		
PCB の合計	10/15	ND-577 µg/kg		

2. 国内の過去の測定値

調査区分	同族体名	検出した試料数 / 調査試料数	検出濃度範囲
水質調査	総 PCB	30/89,126	ND(<不明)-1,560 µg/L
大気調査	総 PCB	63/63	0.044-1.5ng/m ³
水生生物調査(魚類)	総 PCB	787/1,271	ND(<1-10)-2,200 µg/kg
水生生物調査(貝類)	総 PCB	276/491	ND(<10)-110 µg/kg
水生生物調査(鳥類)	総 PCB	192/204	ND(<10)-8,900 µg/kg

3. 海外の汚染水域での測定値

調査区分	調査場所	同族体名	検出濃度範囲
水質調査	五大湖	総 P C B	0.017-17.15ng/L 17.15ng/L は、1979-81 年ヒューロン湖での測定値 ¹⁾
底質調査	五大湖	総 P C B	5.32-1,900 μg/kg 1,900 μg/kg は、1982-83 年オンタリオ湖での測定値 ²⁾
魚類調査	五大湖	総 P C B	70-27,600 μg/kg 27,600 μg/kg は、1983 年ミシガン湖で採集されたコイ (<i>Cyprinus carpio</i>) での測定値 ³⁾
	バルト海	総 P C B	23-900 μg/kg 900 μg/kg は、1979 年バルト海で採集されたニシン類 (<i>Clupea harengus</i>) での測定値 ⁴⁾
	北海	総 P C B	8-280 μg/kg 280 μg/kg は、Elbe estuary で採集されたカレイ類 (<i>Platichthys flesus</i>) での測定値 ⁵⁾

4. 内分泌攪乱作用を示すと疑われた結果（水中濃度）の報告（生体内試験）
内分泌攪乱作用を示すと疑われた結果（水中濃度）の報告（生体内試験）は得られなかった。なお、内分泌攪乱作用に関する試験管内試験の報告は得られている。

5. まとめ

水質及び底質調査の一部で検出された。水質調査において測定された最高値は 1. 平成 10 年度の測定値を下回っていた。底質調査において測定された最高値は 1. 平成 10 年度の測定値を上回っていた。

6. 参考文献

1)Rodgers,P.W.and W.R.Swain(1983)Analysis of polychlorinated biphenyl(PCB) loading trends in Lake Michigan.J.Great Lakes Res.,Vol.9,No.4,548-558

2)Oliver,B.G.,M.N.Charlton and R.W.Durham(1989)Distribution,redistribution, and geochronology of polychlorinated biphenyl congeners and other chlorinated hydrocarbons in Lake Ontario sediments.Envirn.Sci.Technol., Vol.23,200-208

3)Camanzo,J.,C.P.Rice,D.J.Jude and R.Rossmann(1987)Organic priority pollutants in nearshore fish from 14 Lake Michigan tributaries and embayments,1983.J.Great Lakes Res.,Vol.13,No.3,296-309

4)Hansen,P.D.,H.von Westernhagen and H.Rosenthal(1985)Chlorinated

hydrocarbons and hatching success in Baltic herring spring spawners.

Mar. Environ. res., Vol.15,59-76

5) Luckas, B. and U. Harms (1987) Characteristic levels of chlorinated

hydrocarbons and trace metals in fish from coastal waters of North and

Baltic Sea, Int. J. Environ. Anal. Chem., Vol.29,215-225

3. ポリ臭化ビフェニール類(PBB)

使用量およびその推移

使用量に関する報告は得られなかった。

環境中濃度に関する規制

環境濃度に関する規制はない。

1. 全国一斉調査結果

1.1. 平成11年度

調査区分	調査名	同族体名	検出した試料数 / 調査試料数	検出濃度範囲
水質調査	一般水域調査(冬季)	臭化ビフェニール	0/170	ND(<0.01) μg/L
		二臭化ビフェニール	0/170	ND(<0.01) μg/L
		三臭化ビフェニール	0/170	ND(<0.01) μg/L
		四臭化ビフェニール	0/170	ND(<0.01) μg/L
		五臭化ビフェニール	0/170	ND(<0.01) μg/L
		六臭化ビフェニール	0/170	ND(<0.01) μg/L
		十臭化ビフェニール	0/170	ND(<0.05) μg/L
		PBBの合計	0/170	ND
	建設省実態調査(夏期)	一臭素化物	0/12	ND(<0.03) μg/L
		二臭素化物	0/12	ND(<0.03) μg/L
		三臭素化物	0/12	ND(<0.03) μg/L
		四臭素化物	0/12	ND(<0.03) μg/L
		五臭素化物	0/12	ND(<0.03) μg/L
		六臭素化物	0/12	ND(<0.03) μg/L
		十臭素化物	0/12	ND(<0.03) μg/L
		建設省実態調査(秋期)	一臭素化物	0/12
	二臭素化物		0/12	ND(<0.03) μg/L
	三臭素化物		0/12	ND(<0.03) μg/L
	四臭素化物		0/12	ND(<0.03) μg/L
	五臭素化物		0/12	ND(<0.03) μg/L
	六臭素化物		0/12	ND(<0.03) μg/L
十臭素化物	0/12		ND(<0.03) μg/L	
底質調査	建設省実態調査(夏期)		一臭素化物	0/11
		二臭素化物	0/11	ND(<5) μg/kg
		三臭素化物	0/11	ND(<5) μg/kg
		四臭素化物	0/11	ND(<5) μg/kg
		五臭素化物	0/11	ND(<5) μg/kg
		六臭素化物	0/11	ND(<5) μg/kg
		十臭素化物	0/11	ND(<5) μg/kg

調査区分	調査名	同族体名	検出した試料数 / 調査試料数	検出濃度範囲
底質調査	建設省実態調査（秋期）	一臭素化物	0/11	ND(<5) $\mu\text{g/kg}$
		二臭素化物	0/11	ND(<5) $\mu\text{g/kg}$
		三臭素化物	0/11	ND(<5) $\mu\text{g/kg}$
		四臭素化物	0/11	ND(<5) $\mu\text{g/kg}$
		五臭素化物	0/11	ND(<5) $\mu\text{g/kg}$
		六臭素化物	0/11	ND(<5) $\mu\text{g/kg}$
		十臭素化物	0/11	ND(<5) $\mu\text{g/kg}$
	一般水域調査（冬季）	臭化ビフェニル	0/48	ND(<2) $\mu\text{g/kg}$
		二臭化ビフェニル	0/48	ND(<2) $\mu\text{g/kg}$
		三臭化ビフェニル	0/48	ND(<2) $\mu\text{g/kg}$
		四臭化ビフェニル	0/48	ND(<2) $\mu\text{g/kg}$
		五臭化ビフェニル	0/48	ND(<2) $\mu\text{g/kg}$
		六臭化ビフェニル	0/48	ND(<2) $\mu\text{g/kg}$
		十臭化ビフェニル	0/48	ND(<10) $\mu\text{g/kg}$
		PBB の合計	0/48	ND

1.2. 平成10年度

調査区分	調査名	同族体名	検出した試料数 / 調査試料数	検出濃度範囲
水質調査	一般水域調査（夏季）	臭化ビフェニル	0/130	ND(<0.001) $\mu\text{g/L}$
		二臭化ビフェニル	0/130	ND(<0.001) $\mu\text{g/L}$
		三臭化ビフェニル	0/130	ND(<0.001) $\mu\text{g/L}$
		四臭化ビフェニル	0/130	ND(<0.001) $\mu\text{g/L}$
		五臭化ビフェニル	0/130	ND(<0.001) $\mu\text{g/L}$
		六臭化ビフェニル	0/130	ND(<0.01) $\mu\text{g/L}$
		十臭化ビフェニル	0/130	ND(<0.05) $\mu\text{g/L}$
		PBB の合計	0/130	ND
	建設省実態調査（前期）	一臭素化物	0/5	ND(<0.03) $\mu\text{g/L}$
		二臭素化物	0/5	ND(<0.03) $\mu\text{g/L}$
		三臭素化物	0/5	ND(<0.03) $\mu\text{g/L}$
		四臭素化物	0/5	ND(<0.03) $\mu\text{g/L}$
		五臭素化物	0/5	ND(<0.03) $\mu\text{g/L}$
		六臭素化物	0/5	ND(<0.03) $\mu\text{g/L}$

調査区分	調査名	同族体名	検出した試料数 / 調査試料数	検出濃度範囲
水質調査	一般水域・重点水域調査 (秋季)	臭化ビフェニル	0/275	ND(<0.001) μg/L
		二臭化ビフェニル	0/275	ND(<0.001) μg/L
		三臭化ビフェニル	0/275	ND(<0.001) μg/L
		四臭化ビフェニル	0/275	ND(<0.001) μg/L
		五臭化ビフェニル	0/275	ND(<0.001) μg/L
		六臭化ビフェニル	0/275	ND(<0.01) μg/L
		十臭化ビフェニル	0/275	ND(<0.05) μg/L
		PBB の合計	0/275	ND
	建設省実態調査(後期)	一臭素化物	0/5	ND(<0.03) μg/L
		二臭素化物	0/5	ND(<0.03) μg/L
		三臭素化物	0/5	ND(<0.03) μg/L
		四臭素化物	0/5	ND(<0.03) μg/L
		五臭素化物	0/5	ND(<0.03) μg/L
		六臭素化物	0/5	ND(<0.03) μg/L
底質調査	一般水域調査(秋季)	臭化ビフェニル	0/152	ND(<2) μg/kg
		二臭化ビフェニル	0/152	ND(<2) μg/kg
		三臭化ビフェニル	0/152	ND(<2) μg/kg
		四臭化ビフェニル	0/152	ND(<2) μg/kg
		五臭化ビフェニル	0/152	ND(<2) μg/kg
		六臭化ビフェニル	0/152	ND(<2) μg/kg
		十臭化ビフェニル	0/152	ND(<10) μg/kg
		PBB の合計	0/152	ND
	建設省実態調査(後期)	一臭素化物	0/5	ND(<5) μg/kg
		二臭素化物	0/5	ND(<5) μg/kg
		三臭素化物	0/5	ND(<5) μg/kg
		四臭素化物	0/5	ND(<5) μg/kg
		五臭素化物	0/5	ND(<5) μg/kg
		六臭素化物	0/5	ND(<5) μg/kg
土壌調査	農薬等の環境残留実態調査	臭化ビフェニル	0/94	ND(<1) μg/kg
		二臭化ビフェニル	0/94	ND(<1) μg/kg
		三臭化ビフェニル	0/94	ND(<1) μg/kg
		四臭化ビフェニル	0/94	ND(<1) μg/kg
		五臭化ビフェニル	0/94	ND(<1) μg/kg
		六臭化ビフェニル	0/94	ND(<1) μg/kg
		十臭化ビフェニル	0/94	ND(<5) μg/kg
		PBB の合計	0/94	ND

調査区分	調査名	同族体名	検出した試料数 / 調査試料数	検出濃度範囲
水生生物調査 (魚類)	一般水域調査(秋季)	臭化ビフェニル	0/141	ND(<2) $\mu\text{g/kg}$
		二臭化ビフェニル	0/141	ND(<2) $\mu\text{g/kg}$
		三臭化ビフェニル	0/141	ND(<2) $\mu\text{g/kg}$
		四臭化ビフェニル	0/141	ND(<2) $\mu\text{g/kg}$
		五臭化ビフェニル	0/141	ND(<2) $\mu\text{g/kg}$
		六臭化ビフェニル	0/141	ND(<2) $\mu\text{g/kg}$
		十臭化ビフェニル	0/141	ND(<10) $\mu\text{g/kg}$
		PBBの合計	0/141	ND

2. 国内の過去の測定値

調査区分	同族体名	検出した試料数 / 調査試料数	検出濃度範囲
水質調査	総 PBB	0/27	ND(<0.1-1) $\mu\text{g/L}$
	HexaBB	0/66	ND(<0.003-20) $\mu\text{g/L}$
	TetraBB	0/66	ND(<0.001-20) $\mu\text{g/L}$
	DecaBB	0/66	ND(<0.02-20) $\mu\text{g/L}$
底質調査	総 PBB	0/27	ND(<5-10) $\mu\text{g/kg}$
	HexaBB	0/66	ND(<0.9-4,000) $\mu\text{g/kg}$
	TetraBB	0/66	ND(<0.05-4,000) $\mu\text{g/kg}$
	DecaBB	0/66	ND(<5-4,000) $\mu\text{g/kg}$
大気調査	HexaBB	0/38	ND(<0.028-4) ng/m^3
	TetraBB	0/38	ND(<0.05-1) ng/m^3
	DecaBB	0/38	ND(<0.01-20) ng/m^3
水生生物調査(魚類)	総 PBB	0/243	ND(<0.1-1,000) $\mu\text{g/kg}$
	HexaBB	0/66	ND(<2-1,000) $\mu\text{g/kg}$
	TetraBB	0/66	ND(<0.1-1,000) $\mu\text{g/kg}$
	DecaBB	0/66	ND(<2-1,000) $\mu\text{g/kg}$

3. 海外の汚染水域での測定値

海外の汚染水域での測定値は得られなかった。

4. 内分泌攪乱作用を示すと疑われた結果(水中濃度)の報告(生体内試験)

内分泌攪乱作用を示すと疑われた結果(水中濃度)の報告(生体内試験)は得られなかった。

5. まとめ

何れの調査においても測定値は検出限界値未満であった。

4.ヘキサクロロベンゼン(HCB)

使用量およびその推移

農薬としては未登録、第1種特定化学物質（1979年化審法）
使用量に関する報告は得られなかった。

環境中濃度に関する規制

環境濃度に関する規制はない。

1. 全国一斉調査結果

1.1. 平成11年度

調査区分	調査名	検出した試料数 / 調査試料数	検出濃度範囲
大気調査	大気環境分析調査	20/20	0.18 - 0.40 ng/m ³

1.2. 平成10年度

調査区分	調査名	検出した試料数 / 調査試料数	検出濃度範囲
水質調査	農薬等の環境残留実態調査（第一回）	0/249	ND(<0.05) μg/L
	野生生物影響実態調査（コイ）	0/6	ND(<0.025) μg/L
	野生生物影響実態調査（カエル類）	0/19	ND(<0.03) μg/L
底質調査	農薬等の環境残留実態調査	0/94	ND(<10) μg/kg
	野生生物影響実態調査（コイ）	0/8	ND(<5) μg/kg
	野生生物影響実態調査（カエル類）	0/12	ND(<5) μg/kg
土壌調査	農薬等の環境残留実態調査	1/94	ND(<5)–5 μg/kg
	野生生物影響実態調査（カエル類）	0/7	ND(<5) μg/kg
水生生物調査 （魚類）	農薬等の環境残留実態調査	6/48	ND(<2)–16 μg/kg
野生生物調査	影響実態調査（コイ）	0/145	ND(<5) μg/kg
	影響実態調査（カエル類）	0/80	ND(<2-5) μg/kg
	影響実態調査（クジラ類）	25/26	ND(<5)–549 μg/kg
	影響実態調査（アザラシ類）	14/19	ND(<5)–17 μg/kg
	影響実態調査（ドバト）	0/32	ND(<2) μg/kg
	影響実態調査（トビ）	7/26	ND(<2)–12 μg/kg
	影響実態調査（シマフクロウ）	4/5	ND(<2)–3 μg/kg
	影響実態調査（猛禽類）	18/30	ND(<2-50)–65 μg/kg
	影響実態調査（アカネズミ）	0/30	ND(<2-4) μg/kg
	影響実態調査（ニホンザル）	0/41	ND(<2-4) μg/kg
	影響実態調査（クマ類）	1/17	ND(<2-5)–6 μg/kg
	影響実態調査（タヌキ）	1/14	ND(<2-8)–24 μg/kg

2. 国内の過去の測定値

調査区分	検出した試料数 / 調査試料数	検出濃度範囲
水質調査	9/765	ND(<0.001-0.1)-0.0054 µg/L
底質調査	185/774	ND(<0.1-10)-480 µg/kg
大気調査	9/24	ND(0.051-5)-3.5ng/m ³
水生生物調査(魚類)	471/1,699	ND(<0.1-5)-28 µg/kg
水生生物調査(貝類)	0/461	ND(<1) µg/kg
水生生物調査(鳥類)	87/182	ND(<1-5)-59 µg/kg

3. 海外の汚染水域での測定値

調査区分	調査場所	検出濃度範囲
水質調査	五大湖	ND(不明)-0.260ng/L 0.260ng/L は、1984 年エリー湖での測定値 ¹⁾
底質調査	五大湖	0.02-320 µg/kg 320 µg/kg は、1980 年オンタリオ湖での測定値 ²⁾
魚類調査	五大湖	ND(<0.1-50)-296 µg/kg 296 µg/kg は、1977 年オンタリオ湖で採集されたマス類 Lake trout(<i>Salvelinus namaycush</i>)での測定値 ³⁾
	北海	2-270 µg/kg 270 µg/kg は、Elbe estuary で採集されたカレイ類 <i>Platichthys flusus</i> での測定値 ⁴⁾

4. 内分泌攪乱作用を示すと疑われた結果(水中濃度)の報告(生体内試験)
内分泌攪乱作用を示すと疑われた結果(水中濃度)の報告(生体内試験)は得られなかった。

5. まとめ

大気調査において何れの試料からも検出された。測定された最高値は 3.国内の過去の測定値を下回っていた。なお、平成 10 年度の土壌、水生生物及び野生生物調査の一部で検出された。

6. 参考文献

- 1)Stevens,R.J.,and M.A.Neilson(1989)Inter-and intralake distributions of trace organic contaminants in surface waters of the Great Lakes.J.Great Lakes Res. ,Vol.15,No.3,377-393
- 2)Oliver,B.G. and K.D.Nicol(1982)Chlorobenzenes in sediments,water,and selected fish from Lakes Superior,Huron,Erie,and Ontario.Enviro.n.Sci.Techno.,Vol.16, 532-536
- 3)Huestis,S.Y.,M.R.Servos,D.M.Whittle and D.G.Dixon(1996)Temporal and

age-related trends in levels of polychlorinated biphenyl congeners and organochlorine contaminants in Lake Ontario lake trout(Salvelinus namaycush). J.Great Lakes Res.,Vol.22,No.2,310-330

- 4)Lucks,B.and U.Harms(1987)Characteristic levels of Chlorinated hydrocarbons and trace metals in fish from coastal waters of North and Baltic Sea. Int.J.Envirn.Anal.Chem.,Vol.29, 215-225

5.ペンタクロロフェノール(PCP)

使用量およびその推移

農薬登録失効(1990年農薬法)

最後の原体使用量は3t(1986年)で前年(88t)と比較して減少傾向であった。

環境中濃度に関する規制

0.5mg/m³ (作業環境評価基準：労安法)

1. 全国一斉調査結果

1.1. 平成10年度

調査区分	調査名	検出した試料数 / 調査試料数	検出濃度範囲
水質調査	農薬等の環境残留実態調査(第一回)	0/249	ND(<0.05) μg/L
底質調査	農薬等の環境残留実態調査	0/94	ND(<10) μg/kg
土壌調査	農薬等の環境残留実態調査	1/94	ND(<5)–12 μg/kg
水生生物調査 (魚類)	農薬等の環境残留実態調査	2/48	ND(<5)–10 μg/kg

2. 国内の過去の測定値

調査区分	検出した試料数 / 調査試料数	検出濃度範囲
水質調査	2/88	ND(<0.02-0.1)–0.2 μg/L
底質調査	13/83	ND(<2.4-50)–360 μg/kg

3. 海外の汚染水域での測定値

海外の汚染水域での測定値は得られなかった。

4. 内分泌攪乱作用を示すと疑われた結果(水中濃度)の報告(生体内試験)

作用濃度	作用内容
21.8 μg/L	18日間の曝露後、雌ニジマス類(<i>Salmo gairdneri</i>)の第2期卵細胞に縮退卵胞が認められた濃度 ¹⁾

なお、内分泌攪乱作用に関する試験管内試験の報告も得られている。

5. まとめ

平成10年度の水質及び底質調査において測定値は検出限界値未満であったが、土壌及び水生生物調査の一部で検出された。

6. 参考文献

1) Nagler, J.J., P. Aysola and S.M. Ruby. (1986) Effect of sublethal pentachlorophenol on early oogenesis in maturing female rainbow trout (*Salmo gairdneri*). Arch.

Environ. Contam. Toxicol., Vol. 15, No. 5, 549-555

6. 2,4,5-トリクロロフェノキシ酢酸

使用量およびその推移

農薬登録失効(1975年農薬法)

最後の原体使用量は1t(1975年)で前年(1t)と比較して横這いであった。

環境中濃度に関する規制

環境中濃度に関する規制はない。

1. 全国一斉調査結果

1.1. 平成10年度

調査区分	調査名	検出した試料数 / 調査試料数	検出濃度範囲
水質調査	農薬等の環境残留実態調査(第一回)	0/249	ND(<0.05) $\mu\text{g/L}$
底質調査	農薬等の環境残留実態調査	0/94	ND(<10) $\mu\text{g/kg}$
土壌調査	農薬等の環境残留実態調査	0/94	ND(<5) $\mu\text{g/kg}$
水生生物調査 (魚類)	農薬等の環境残留実態調査	0/48	ND(<10) $\mu\text{g/kg}$

2. 国内の過去の測定値

調査区分	検出した試料数 / 調査試料数	検出濃度範囲
水質調査	0/45	ND(<0.01-3) $\mu\text{g/L}$
底質調査	0/45	ND(<0.2-130) $\mu\text{g/kg}$

3. 海外の汚染水域での測定値

海外の汚染水域での測定値は得られなかった。

4. 内分泌攪乱作用を示すと疑われた結果(水中濃度)の報告(生体内試験)

作用濃度	作用内容
10,000 $\mu\text{g/L}$ *	11ヶ月の曝露期間中の淡水産巻貝モノアラガイ類 (<i>Lymnaea stagnalis</i>)で総産卵数の減少が認められた濃度 ¹⁾

*この作用濃度は信頼性が低かった。

5. まとめ

平成10年度の何れの調査においても測定値は検出限界値未満であった。

6. 参考文献

- 1)Bluzat,R.and J.Seuge(1983)Chronic intoxication by an herbicide, 2,4,5-trichlorophenoxyacetic acid, in the pond snail, *Lymnaea stagnalis* L. Environ.Res.,Vol.31,No.2,440-447

7. 2,4-ジクロロフェノキシ酢酸

使用量およびその推移

原体使用量は158t(1998年)で前年(165t)と比較して減少傾向であった。

環境中濃度に関する規制

環境中濃度に関する規制はない。

1. 全国一斉調査結果

1.1. 平成10年度

調査区分	調査名	検出した試料数 / 調査試料数	検出濃度範囲
水質調査	農薬等の環境残留実態調査(第一回)	37/249	ND(<0.05)–1.56 µg/L
	農薬等の環境残留実態調査(第二回)	11/249	ND(<0.05)–1.15 µg/L
	農薬等の環境残留実態調査(第三回)	6/249	ND(<0.05)–0.42 µg/L
底質調査	農薬等の環境残留実態調査	0/94	ND(<10) µg/kg
土壌調査	農薬等の環境残留実態調査	0/94	ND(<5) µg/kg
水生生物調査 (魚類)	農薬等の環境残留実態調査	0/48	ND(<10) µg/kg

2. 国内の過去の測定値

調査区分	検出した試料数 / 調査試料数	検出濃度範囲
水質調査	0/78	ND(<0.05-1) µg/L
底質調査	0/78	ND(<1-76) µg/kg

3. 海外の汚染水域での測定値

海外の汚染水域での測定値は得られなかった。

4. 内分泌攪乱作用を示すと疑われた結果(水中濃度)の報告(生体内試験)

作用濃度	作用内容
50,000 µg/L *	2ヶ月の曝露期間中のハマガニ類(<i>Chasmagnathus granulata</i>)の雌で卵細胞の直径が小さくなり、縮退卵胞数が増加した濃度 ¹⁾

*この作用濃度は信頼性が低かった。

なお、内分泌攪乱作用に関する試験管内試験の報告も得られている。

5. まとめ

平成10年度の底質、土壌及び水生生物調査において測定値は検出限界値未満であったが、水質調査の一部で検出された。

6. 参考文献

1)Rodoriguez,E.M.,M.Schuldt and L.Romano(1994)Chronic histopathological

effects of parathion and 2,4-D on female gonads of Chasmagnathus granulata (Decapoda, Brachyura). Food Chem. Toxicol., Vol. 32, No. 9, 811-818

8.アミトロール

使用量およびその推移

農薬登録失効(1975年農薬法)

最後の原体使用量は21t(1975年)で前年(12t)と比較して増加傾向であった。

環境中濃度に関する規制

環境中濃度に関する規制はない。

1. 全国一斉調査結果

1.1. 平成10年度

調査区分	調査名	検出した試料数 / 調査試料数	検出濃度範囲
水質調査	農薬等の環境残留実態調査(第一回)	4/249	ND(<0.05) - 0.90 $\mu\text{g/L}$
	農薬等の環境残留実態調査(第二回)	3/249	ND(<0.05) - 0.49 $\mu\text{g/L}$
	農薬等の環境残留実態調査(第三回)	5/249	ND(<0.05) - 1.06 $\mu\text{g/L}$
底質調査	農薬等の環境残留実態調査	0/94	ND(<10) $\mu\text{g/kg}$
土壌調査	農薬等の環境残留実態調査	0/94	ND(<5) $\mu\text{g/kg}$
水生生物調査 (魚類)	農薬等の環境残留実態調査	0/48	ND(<10) $\mu\text{g/kg}$

2. 国内の過去の測定値

調査区分	検出した試料数 / 調査試料数	検出濃度範囲
水質調査	0/24	ND(<4) $\mu\text{g/L}$
底質調査	0/24	ND(<5-20) $\mu\text{g/kg}$

3. 海外の汚染水域での測定値

海外の汚染水域での測定値は得られなかった。

4. 内分泌攪乱作用を示すと疑われた結果(水中濃度)の報告(生体内試験)

内分泌攪乱作用を示すと疑われた結果(水中濃度)の報告(生体内試験)は得られなかった。なお、内分泌攪乱作用に関する試験管内試験の報告は得られている。

5. まとめ

平成10年度の底質、土壌及び水生生物調査において測定値は検出限界値未満であったが、水質調査の一部で検出された。

9.アトラジン

使用量およびその推移

使用量は原体 74t 及び製剤 228t(1998 年)で前年は原体 87t 及び製剤 198t であった。製剤の有効成分含有率が不明であるため、比較はできなかった。

環境中濃度に関する規制

環境中濃度に関する規制はない。

1. 全国一斉調査結果

1.1. 平成10年度

調査区分	調査名	検出した試料数 / 調査試料数	検出濃度範囲
水質調査	農薬等の環境残留実態調査(第一回)	6/249	ND(<0.05)–0.09 μg/L
	農薬等の環境残留実態調査(第二回)	3/249	ND(<0.05)–0.09 μg/L
	農薬等の環境残留実態調査(第三回)	0/249	ND(<0.05) μg/L
	野生生物影響実態調査(コイ)	0/6	ND(<0.05) μg/L
	野生生物影響実態調査(カエル類)	0/19	ND(<0.02) μg/L
底質調査	農薬等の環境残留実態調査	0/94	ND(<10) μg/kg
	野生生物影響実態調査(コイ)	0/8	ND(<5) μg/kg
	野生生物影響実態調査(カエル類)	0/12	ND(<0.7-3.5) μg/kg
土壌調査	農薬等の環境残留実態調査	2/94	ND(<1)–20 μg/kg
	野生生物影響実態調査(カエル類)	0/7	ND(<0.7-1.2) μg/kg
水生生物調査(魚類)	農薬等の環境残留実態調査	0/48	ND(<2) μg/kg
野生生物調査	影響実態調査(コイ)	0/145	ND(<1) μg/kg
	影響実態調査(カエル類)	0/80	ND(<2-5) μg/kg
	影響実態調査(ドバト)	0/31	ND(<0.5-2) μg/kg
	影響実態調査(アカネズミ)	0/30	ND(<1-2.5) μg/kg
	影響実態調査(タヌキ)	0/15	ND(<2-50) μg/kg

2. 国内の過去の測定値

調査区分	検出した試料数 / 調査試料数	検出濃度範囲
水質調査	0/57	ND(<0.01-0.13) μg/L
底質調査	0/54	ND(<6.8-37) μg/kg

3. 海外の汚染水域での測定値

海外の汚染水域での測定値は得られなかった。

4 . 内分泌攪乱作用を示すと疑われた結果(水中濃度)の報告(生体内試験)

作用濃度	作用内容
10,000 $\mu\text{g/L}$ *	28日間の曝露期間中のミジンコ(<i>Daphnia pulex</i>)で産仔数の減少が認められた濃度 ¹⁾

*この作用濃度は信頼性がやや低かった。

なお、内分泌攪乱作用に関する試験管内試験の報告も得られている。

5 . まとめ

平成10年度の底質、水生生物及び野生生物調査において測定値は検出限界値未満であったが、水質及び土壌調査の一部で検出された。

6 . 参考文献

- 1) Schober, U. and W. Lampert (1997) Effects of sublethal concentrations of the herbicide atrazine on growth and reproduction of *Daphnia pulex*. Bull. Environ. Contam. Toxicol., Vol. 17, No. 3, 269-277

10. アラクロール

使用量およびその推移

使用量は原体 93t 及び製剤 184t(1998 年)で前年(原体 81 及び製剤 184t)と比較して増加傾向であった。

環境中濃度に関する規制

環境中濃度に関する規制はない。

1. 全国一斉調査結果

1.1. 平成10年度

調査区分	調査名	検出した試料数 / 調査試料数	検出濃度範囲
水質調査	農薬等の環境残留実態調査(第一回)	0/249	ND(<0.05) $\mu\text{g/L}$
	農薬等の環境残留実態調査(第二回)	0/249	ND(<0.05) $\mu\text{g/L}$
	農薬等の環境残留実態調査(第三回)	1/249	ND(<0.05) - 0.38 $\mu\text{g/L}$
底質調査	農薬等の環境残留実態調査	0/94	ND(<10) $\mu\text{g/kg}$
土壌調査	農薬等の環境残留実態調査	0/94	ND(<1) $\mu\text{g/kg}$
水生生物調査 (魚類)	農薬等の環境残留実態調査	0/48	ND(<2) $\mu\text{g/kg}$

2. 国内の過去の測定値

国内の過去の測定値は得られなかった。

3. 海外の汚染水域での測定値

海外の汚染水域での測定値は得られなかった。

4. 内分泌攪乱作用を示すと疑われた結果(水中濃度)の報告(生体内試験)

内分泌攪乱作用を示すと疑われた結果(水中濃度)の報告(生体内試験)は得られなかった。なお、内分泌攪乱作用に関する試験管内試験の報告は得られている。

5. まとめ

平成10年度の底質、土壌及び水生生物調査において測定値は検出限界値未満であったが、水質調査の一部で検出された。

11.CAT(シマジン)

使用量およびその推移

使用量は原体 67t 及び製剤 30t(1998 年)で前年は原体 69t 及び製剤 15t であった。製剤の有効成分含有率が不明であるため、比較はできなかった。

環境中濃度に関する規制

0.003mg/L (地下浸透水：水濁法、環境基準(水質、地下水)：環境基本法、水質基準：水道法)

0.003mg/L 検液(環境基準(土壌)：環境基本法)

0.003mg/L 試料(非水溶無機・建設汚泥)(海洋投入判定基準：廃掃法)

0.03mg/L (排水基準：水濁法、特定事業所排除基準：下水法、放流水基準：下水法、埋立余水排水基準：海防法、船舶排水基準：海防法、ゴルフ場農薬暫定指針値)

0.03mg/L 試料(廃酸・廃アルカリ)(海洋投入判定基準：廃掃法、埋立判定基準：海防法)

0.03mg/L 検液(埋立処分判定基準：廃掃法)

0.03mg/L 検液(水底土砂、汚泥)(埋立判定基準：海防法)

0.03mg/kg 試料(有機汚泥)(海洋投入判定基準：廃掃法)

1.5mg/kg 試料(洋上焼却基準：海防法)

1. 全国一斉調査結果

1.1. 平成10年度

調査区分	調査名	検出した試料数 / 調査試料数	検出濃度範囲
水質調査	農薬等の環境残留実態調査(第一回)	4/249	ND(<0.05)–0.21 µg/L
	農薬等の環境残留実態調査(第二回)	2/249	ND(<0.05)–0.08 µg/L
	農薬等の環境残留実態調査(第三回)	1/249	ND(<0.05)–0.06 µg/L
	野生生物影響実態調査(コイ)	0/6	ND(<0.05) µg/L
	野生生物影響実態調査(カエル類)	0/19	ND(<0.02) µg/L
底質調査	農薬等の環境残留実態調査	0/94	ND(<10) µg/kg
	野生生物影響実態調査(コイ)	0/8	ND(<5) µg/kg
	野生生物影響実態調査(カエル類)	0/12	ND(<0.7-3.5) µg/kg
土壌調査	農薬等の環境残留実態調査	3/94	ND(<1)–77 µg/kg
	野生生物影響実態調査(カエル類)	0/7	ND(<0.7-1.2) µg/kg
水生生物調査 (魚類)	農薬等の環境残留実態調査	0/48	ND(<2) µg/kg
野生生物調査	影響実態調査(コイ)	0/145	ND(<1) µg/kg
	影響実態調査(カエル類)	0/80	ND(<0.5-3) µg/kg
	影響実態調査(ドバト)	0/31	ND(<0.5-2) µg/kg
	影響実態調査(アカネズミ)	0/30	ND(<1-2.5) µg/kg
	影響実態調査(タヌキ)	0/15	ND(<2-50) µg/kg

2. 国内の過去の測定値

調査区分	検出した試料数 / 調査試料数	検出濃度範囲
水質調査	8/37,460	ND(<0.02-3)-5.4 $\mu\text{g/L}$
底質調査	0/72	ND(<8.6-100) $\mu\text{g/kg}$

3. 海外の汚染水域での測定値

海外の汚染水域での測定値は得られなかった。

4. 内分泌攪乱作用を示すと疑われた結果（水中濃度）の報告（生体内試験）

内分泌攪乱作用を示すと疑われた結果（水中濃度）の報告（生体内試験）は得られなかった。なお、内分泌攪乱作用に関する試験管内試験の報告は得られている。

5. まとめ

平成10年度の底質、水生生物及び野生生物調査において測定値は検出限界値未満であったが、水質及び土壌調査の一部で検出された。

12. ヘキサクロロシクロヘキサン(HCH)

使用量およびその推移

農薬登録失効・販売禁止（1971年農薬法）

原体使用量は2,200t(1971年)で前年(2,300t)と比較して減少傾向であった。

環境中濃度に関する規制

環境中濃度に関する規制はない。

1. 全国一斉調査結果

1.1. 平成10年度

調査区分	調査名	異性体名	検出した試料数 / 調査試料数	検出濃度範囲	
水質調査	農薬等の環境残留実態調査 (第一回)	HCH ()	0/249	ND(<0.05) $\mu\text{g/L}$	
		HCH ()	0/249	ND(<0.05) $\mu\text{g/L}$	
		HCH ()	0/249	ND(<0.05) $\mu\text{g/L}$	
		HCH ()	0/249	ND(<0.05) $\mu\text{g/L}$	
		HCH の合計	0/249	ND	
	野生生物影響実態調査 (コイ)	HCH ()	0/6	ND(<0.025) $\mu\text{g/L}$	
		HCH ()	0/6	ND(<0.025) $\mu\text{g/L}$	
		HCH の合計	0/6	ND	
	野生生物影響実態調査 (カエル類)	HCH ()	0/19	ND(<0.03) $\mu\text{g/L}$	
		HCH ()	0/19	ND(<0.03) $\mu\text{g/L}$	
		HCH ()	0/19	ND(<0.03) $\mu\text{g/L}$	
		HCH ()	0/19	ND(<0.03) $\mu\text{g/L}$	
		HCH の合計	0/19	ND	
	底質調査	農薬等の環境残留実態調査	HCH ()	0/94	ND(<10) $\mu\text{g/kg}$
			HCH ()	0/94	ND(<10) $\mu\text{g/kg}$
HCH ()			0/94	ND(<10) $\mu\text{g/kg}$	
HCH ()			0/94	ND(<10) $\mu\text{g/kg}$	
HCH の合計			0/94	ND	
野生生物影響実態調査 (コイ)		HCH ()	0/8	ND(<5) $\mu\text{g/kg}$	
		HCH ()	0/8	ND(<5) $\mu\text{g/kg}$	
		HCH の合計	0/8	ND	
野生生物影響実態調査 (カエル類)		HCH ()	0/12	ND(<5) $\mu\text{g/kg}$	
		HCH ()	0/12	ND(<5) $\mu\text{g/kg}$	
		HCH ()	0/12	ND(<5) $\mu\text{g/kg}$	
		HCH ()	0/12	ND(<5) $\mu\text{g/kg}$	
		HCH の合計	0/12	ND	

調査区分	調査名	異性体名	検出した試料数 / 調査試料数	検出濃度範囲
土壌調査	農薬等の環境残留 実態調査	HCH ()	0/94	ND(<5) μ g/kg
		HCH ()	1/94	ND(<5)-10 μ g/kg
		HCH ()	0/94	ND(<5) μ g/kg
		HCH ()	0/94	ND(<5) μ g/kg
		HCH の合計	1/94	ND-10 μ g/kg
	野生生物影響実態 調査 (カエル類)	HCH ()	0/7	ND(<5) μ g/kg
		HCH ()	0/7	ND(<5) μ g/kg
		HCH ()	0/7	ND(<5) μ g/kg
		HCH ()	0/7	ND(<5) μ g/kg
		HCH の合計	0/7	ND
水生生物調査 (魚類)	農薬等の環境残留 実態調査	HCH ()	0/48	ND(<5) μ g/kg
		HCH ()	0/48	ND(<5) μ g/kg
		HCH ()	0/48	ND(<5) μ g/kg
		HCH ()	0/48	ND(<5) μ g/kg
		HCH の合計	0/48	ND
野生生物調査	影響実態調査 (コイ)	HCH ()	1/145	ND(<5)-6.0 μ g/kg
		HCH ()	0/145	ND(<5) μ g/kg
		HCH ()	0/145	ND(<5) μ g/kg
		HCH ()	0/145	ND(<5) μ g/kg
		HCH の合計	1/145	ND-6.0 μ g/kg
	影響実態調査 (カエル類)	HCH ()	1/80	ND(<2-5)-5 μ g/kg
		HCH ()	0/80	ND(<2-5) μ g/kg
		HCH ()	0/80	ND(<2-5) μ g/kg
		HCH ()	1/80	ND(<2-5)-5 μ g/kg
		HCH の合計	2/80	ND-5 μ g/kg
	影響実態調査 (クジラ類)	HCH ()	21/26	ND(<5-10)-192 μ g/kg
		HCH ()	25/26	ND(<10)-2,330 μ g/kg
		HCH ()	6/26	ND(<10)-30 μ g/kg
		HCH ()	0/26	ND(<10) μ g/kg
		HCH の合計	25/26	ND-2,357 μ g/kg
	影響実態調査 (アザラシ類)	HCH ()	19/19	13-91 μ g/kg
		HCH ()	15/19	ND(<10)-560 μ g/kg
		HCH ()	0/19	ND(<10) μ g/kg
		HCH ()	0/19	ND(<10) μ g/kg
		HCH の合計	19/19	15-630 μ g/kg
	影響実態調査 (ドバト)	HCH ()	0/32	ND(<2) μ g/kg
		HCH ()	7/32	ND(<2)-10 μ g/kg
		HCH ()	0/32	ND(<2) μ g/kg
		HCH ()	0/32	ND(<2) μ g/kg
		HCH の合計	7/32	ND-10 μ g/kg

調査区分	調査名	異性体名	検出した試料数 / 調査試料数	検出濃度範囲
野生生物調査	影響実態調査 (トビ)	HCH ()	0/26	ND(<2) μ g/kg
		HCH ()	25/26	ND(<2)-35 μ g/kg
		HCH ()	0/26	ND(<2) μ g/kg
		HCH ()	0/26	ND(<2) μ g/kg
		HCH の合計	25/26	ND-35 μ g/kg
	影響実態調査 (シマフクロウ)	HCH ()	0/5	ND(<2) μ g/kg
		HCH ()	1/5	ND(<2)-3 μ g/kg
		HCH ()	0/5	ND(<2) μ g/kg
		HCH ()	0/5	ND(<2) μ g/kg
		HCH の合計	1/5	ND-3 μ g/kg
	影響実態調査 (猛禽類)	HCH ()	0/30	ND(<2-10) μ g/kg
		HCH ()	26/30	ND(<2-10)-297 μ g/kg
		HCH ()	0/30	ND(<2-10) μ g/kg
		HCH ()	0/30	ND(<2-10) μ g/kg
		HCH の合計	26/30	ND-297 μ g/kg
	影響実態調査 (アカネズミ)	HCH ()	0/30	ND(<2-4) μ g/kg
		HCH ()	0/30	ND(<2-4) μ g/kg
		HCH ()	0/30	ND(<2-4) μ g/kg
		HCH ()	0/30	ND(<2-4) μ g/kg
		HCH の合計	0/30	ND
	影響実態調査 (ニホンザル)	HCH ()	0/41	ND(<2-4) μ g/kg
		HCH ()	24/41	ND(<2-4)-20 μ g/kg
		HCH ()	0/41	ND(<2-4) μ g/kg
		HCH ()	0/41	ND(<2-4) μ g/kg
		HCH の合計	24/41	ND-20 μ g/kg
	影響実態調査 (クマ類)	HCH ()	0/17	ND(<2-5) μ g/kg
		HCH ()	0/17	ND(<2-5) μ g/kg
		HCH ()	0/17	ND(<2-5) μ g/kg
		HCH ()	0/17	ND(<2-5) μ g/kg
		HCH の合計	0/17	ND
	影響実態調査 (タヌキ)	HCH ()	0/15	ND(<2-8) μ g/kg
		HCH ()	8/15	ND(<2-8)-54 μ g/kg
HCH ()		0/15	ND(<2-8) μ g/kg	
HCH ()		0/15	ND(<2-8) μ g/kg	
HCH の合計		8/15	ND-54 μ g/kg	

2. 国内の過去の測定値

調査区分	異性体名	検出した試料数 / 調査試料数	検出濃度範囲
水質調査	HCH ()	6/300	ND(<0.01-0.1)-0.1 µg/L
	HCH ()	9/299	ND(<0.01-0.1)-0.045 µg/L
	HCH ()	0/60	ND(<0.1) µg/L
	HCH ()	0/60	ND(<0.1) µg/L
底質調査	HCH ()	36/317	ND(<1-10)-10 µg/kg
	HCH ()	47/281	ND(<1-10)-50 µg/kg
	HCH ()	9/60	ND(<10)-10 µg/kg
	HCH ()	4/60	ND(<10)-10 µg/kg
水生生物調査 (魚類)	HCH ()	507/1,261	ND(<1-20)-24 µg/kg
	HCH ()	397/1,191	ND(<1-10)-76 µg/kg
	HCH ()	178/1,191	ND(<1-5)-13 µg/kg
	HCH ()	6/911	ND(<1-5)-3 µg/kg
	総 HCH	174/465	ND(<1)-20 µg/kg
水生生物調査 (貝類)	HCH ()	174/461	ND(<1)-45 µg/kg
	HCH ()	91/431	ND(<1)-26 µg/kg
	HCH ()	91/461	ND(<1)-18 µg/kg
	HCH ()	1/311	ND(<1)-2 µg/kg
	総 HCH	44/166	ND(<1)-12 µg/kg
水生生物調査 (鳥類)	HCH ()	70/182	ND(<1)-43 µg/kg
	HCH ()	177/182	ND(<1)-103 µg/kg
	HCH ()	28/172	ND(<1)-11 µg/kg
	HCH ()	5/137	ND(<1)-5 µg/kg
	総 HCH	60/70	ND(<1)-53 µg/kg

3. 海外の汚染水域での測定値

調査区分	調査場所	異性体名	検出濃度範囲
水質調査	五大湖	HCH ()	0.4158-23.98ng/L 23.98ng/L は、1987 年スペリオール湖での測定値 ¹⁾
		HCH ()	0.108-59.58ng/L 59.58ng/L は、1990 年オンタリオ湖での測定値 ¹⁾
底質調査	五大湖	HCH ()	1.5-1.6 µg/kg 1.6 µg/kg は、1982 年オンタリオ湖での測定値 ²⁾
		HCH ()	1.1 µg/kg 1.1 µg/kg は、1982 年オンタリオ湖での測定値 ²⁾

調査区分	調査場所	異性体名	検出濃度範囲
魚類調査	五大湖	HCH ()	ND(<50)–97 µg/kg 97 µg/kg は、1983 年オンタリオ湖で採集されたマス類 Lake trout(<i>Salvelinus namaycush</i>)での測定値 ³⁾
		HCH ()	ND(<0.3-1)–13 µg/kg 13 µg/kg は、1982 年オンタリオ湖で採集されたニシン類 Alewife(<i>Alosa pseudoharengus</i>)での測定値 ⁴⁾
		HCH ()	ND(<0.4-5)–26 µg/kg 26 µg/kg は、1983 年ミシガン湖で採集された Rock bass(<i>Ambloplites rupestris</i>)での測定値 ³⁾
	バルト海	HCH ()	1 µg/kg 1 µg/kg は、1977-83 年バルト海で採集されたアカガレイ類(<i>Hippoglossoides platessoides</i>)での測定値 ⁵⁾
	北海	HCH ()	3–80 µg/kg 80 µg/kg は、Elbe estuary で採集されたカレイ類 <i>Platichthys flesus</i> での測定値 ⁶⁾

4 . 内分泌攪乱作用を示すと疑われた結果（水中濃度）の報告（生体内試験）

異性体名	作用濃度	作用内容
HCH ()	32 µg/L*	3 ヶ月間曝露後、グッピー(<i>Poecilia reticulata</i>)の稚魚でビテロジェニンの生成が、また雄メダカ(<i>Oryzias latipes</i>)で精巢内卵が認められた濃度 ⁷⁾
HCH ()	8,000 µg/L**	28 日間の曝露後、ナマズ類(<i>Heteropneustes fossilis</i>)の雌で血漿中トリヨードサイロニン(T3)値、サイロキシン(T4)値、T3/T4 比の変化が認められた濃度 ⁸⁾
	200 µg/L**	4 ~ 5 日間の曝露期間中のオオミジンコ (<i>Daphnia magna</i>)の脱皮に影響を与えなかった濃度 ⁹⁾

*この作用濃度は信頼性がやや低かった。

**この作用濃度は信頼性が低かった。

なお、HCH ()及び HCH ()については内分泌攪乱作用に関する試験管内試験の報告も得られている。

5 . まとめ

平成 10 年度の水質、底質及び水生生物調査において測定値は検出限界値未満であったが、土壌及び野生生物調査の一部で検出された。

6 . 参考文献

- 1)L'Italien,S.(1993)Organic contaminants in the Great Lakes 1986-1990.Report
No:EQB/LWD-OR/93-02-I,Environment Canada,Environmental Quality

Branch, Ontario Region, Burlington, Ontario

- 2) Oliver, B.G. and M.N. Carlton (1984) Chlorinated organic contaminants on settling particulates in the Niagara River vicinity of Lake Ontario. *Environ. Sci. Technol.*, Vol. 18, 903-908
- 3) Camanzo, J., C.P. Rice, D.J. Jude and R. Rossmann (1987) Organic priority pollutants in nearshore fish from 14 Lake Michigan tributaries and embayments, 1983. *J. Great Lakes Res.*, Vol. 13, No. 3, 296-309
- 4) Oliver, B.G. and A.J. Niimi (1988) Trophodynamic analysis of polychlorinated biphenyl congeners and other chlorinated hydrocarbons in the Lake Ontario ecosystem. *Environ. Sci. Technol.*, Vol. 22, 388-397
- 5) Huschenbeth, E. (1986) Zur kontamination von fischen der Nord- und Ostsee sowie der Unterelbe mit organochlorpestiziden und polychlorierten Biphenylen. *Arch. Fisch. Wiss.*, Vol. 36, 269-286
- 6) Luckas, B. and U. Harms (1987) Characteristic levels of chlorinated hydrocarbons and trace metals in fish from coastal waters of North and Baltic Sea, *Int. J. Environ. Anal. Chem.*, Vol. 29, 215-225
- 7) Wester, P.W. (1991) Histopathological effects of environmental pollutants beta-HCH and methyl mercury on reproductive organs in freshwater fish. *Comp. Biochem. Physiol. C*. Vol. 100, No. 1-2, 237-239
- 8) Yadav, A.K. and T.P. Singh (1987) Pesticide-induced changes in peripheral thyroid hormone levels during different reproductive phases in *Heteropneustes fossilis*. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 13, 97-103
- 9) Zou, E. and M. Fingerman (1997) Effects of estrogenic xenobiotics on molting of the water flea, *Daphnia magna*. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 38, 281-285

12. エチルパラチオン

使用量およびその推移

農薬登録失効(1972年農薬法)

最後の原体使用量は4t(1970年)で前年(213t)と比較して減少傾向であった。

環境中濃度に関する規制

環境中濃度に関する規制はない。

1. 全国一斉調査結果

1.1. 平成10年度

調査区分	調査名	検出した試料数 / 調査試料数	検出濃度範囲
水質調査	農薬等の環境残留実態調査(第一回)	0/249	ND(<0.05) μg/L
底質調査	農薬等の環境残留実態調査	0/94	ND(<20) μg/kg
土壌調査	農薬等の環境残留実態調査	0/94	ND(<1) μg/kg
水生生物調査 (魚類)	農薬等の環境残留実態調査	0/48	ND(<5) μg/kg

2. 国内の過去の測定値

国内の過去の測定値は得られなかった。

3. 海外の汚染水域での測定値

海外の汚染水域での測定値は得られなかった。

4. 内分泌攪乱作用を示すと疑われた結果(水中濃度)の報告(生体内試験)

作用濃度	作用内容
10 μg/L *	2ヶ月の曝露期間中のハマガニ類(<i>Chasmagnathus granulata</i>)の雌で卵細胞の形態異常が認められた濃度 ¹⁾

*この作用濃度は信頼性が低かった。

なお、内分泌攪乱作用に関する試験管内試験の報告も得られている。

5. まとめ

平成10年度の何れの調査においても測定値は検出限界値未満であった。

6. 参考文献

- 1)Rodoriguez,E.M.,M.Shuldt and L.Romano(1994)Chronic histopathological effects of parathion and 2,4-D on female gonads of *Chasmagnathus granulata* (Decapoda, Brachyura). Food Chem.Toxicol.,Vol.32,No.9,811-818

13.NAC(カルバリル)

使用量およびその推移

原体使用量は272t(1998年)で前年(295t)と比較して減少傾向であった。

環境中濃度に関する規制

環境中濃度に関する規制はない。

1. 全国一斉調査結果

1.1. 平成10年度

調査区分	調査名	検出した試料数 / 調査試料数	検出濃度範囲
水質調査	農薬等の環境残留実態調査(第一回)	5/249	ND(<0.05) - 0.39 $\mu\text{g/L}$
	農薬等の環境残留実態調査(第二回)	1/249	ND(<0.05) - 0.07 $\mu\text{g/L}$
	農薬等の環境残留実態調査(第三回)	1/249	ND(<0.05) - 0.09 $\mu\text{g/L}$
底質調査	農薬等の環境残留実態調査	0/94	ND(<10) $\mu\text{g/kg}$
土壌調査	農薬等の環境残留実態調査	0/94	ND(<1) $\mu\text{g/kg}$
水生生物調査 (魚類)	農薬等の環境残留実態調査	0/48	ND(<2) $\mu\text{g/kg}$

2. 国内の過去の測定値

調査区分	検出した試料数 / 調査試料数	検出濃度範囲
水質調査	0/111	ND(<0.05-1) $\mu\text{g/L}$
底質調査	0/111	ND(<0.9-100) $\mu\text{g/kg}$
大気調査	0/72	ND(0.7-7) ng/m^3

3. 海外の汚染水域での測定値

海外の汚染水域での測定値は得られなかった。

4. 内分泌攪乱作用を示すと疑われた結果(水中濃度)の報告(生体内試験)

作用濃度	作用内容
1,660 µg/L	30 日間の曝露期間中のタイワンドジョウ類(<i>Channa punctatus</i>)の脳内アセチルコリンエステラーゼ活性阻害と血清中サイロキシン(T4)値、トリヨードサイロニン(T3)値の変化が認められた濃度 ¹⁾
1,660 µg/L *	30 日間の屋内曝露期間中のタイワンドジョウ類(<i>C. punctatus</i>)の血清中性腺刺激ホルモン(GtH)値、GtH 分泌ホルモン値が減少した濃度 ²⁾
3,730 µg/L **	7 日間の野外曝露期間中のタイワンドジョウ類(<i>C. punctatus</i>)の血清中性腺刺激ホルモン(GtH)値、GtH 分泌ホルモン値が減少した濃度 ²⁾
5,000 µg/L **	16 日間の曝露後、産卵前期のナマズ類(<i>Clarias batrachus</i>)の血清中サイロキシン(T4)値、トリヨードサイロニン(T3)値、T3/T4 比の減少、産卵期の T3 値、T4 値の増加が認められた濃度 ³⁾
12,000 µg/L **	96 時間の曝露後、産卵前期と産卵期のナマズ類(<i>C. batrachus</i>)の血清中トリヨードサイロニン(T3)値、T3/T4 比の増加、サイロキシン(T4)値の減少が認められた濃度 ³⁾
12,000 µg/L **	96 時間の曝露後、卵黄形成期及び形成後のナマズ類(<i>C. batrachus</i>)の血清中トリヨードサイロニン(T3)値、T3/T4 比の増加、サイロキシン(T4)値の減少が認められた濃度 ³⁾

* この作用濃度の信頼性は不明であった。

** この作用濃度は信頼性が低かった。

なお、内分泌攪乱作用に関する試験管内試験の報告も得られている。

5. まとめ

平成 10 年度の底質、土壌及び水生生物調査において測定値は検出限界値未満であったが、水質調査の一部で検出された。水質調査で測定された最高濃度 0.39 µg/L と報告されている内分泌攪乱作用を示すと疑われた水中濃度 1,660 µg/L を分類するために暫定的に比較するとその比は 0.001 未満であった。

6. 参考文献

- 1) Ghosh, P., S. Bhattacharya and S. Bhattacharya (1989) Impact of nonlethal levels of Metacid-50 and carbaryl on thyroid function and cholinergic system of *Channa punctatus*. Biomed. Environ. Sci., Vol. 2, No. 2, 92-97
- 2) Ghosh, P. S. Bhattacharya and S. Bhattacharya (1990) Impairment of the regulation of gonadal function in *Channa punctatus* by Metacid-50 and carbaryl under laboratory and field conditions. Biomed. Environ. Sci., Vol. 3, No. 1, 106-112
- 3) Sinha, N., B. Lal and T. P. Singh (1991) Carbaryl-induced thyroid dysfunction in the freshwater catfish *Clarias batrachus*. Ecotoxicol. Environ. Saf., Vol. 21, No. 3, 240-247
- 4) Sinha, N., B. Lal and T. P. Singh (1991) Pesticides induced changes in circulating

thyroid hormones in the freshwater catfish *Clarias batrachus*. *Comp. Biochem. Physiol.*, 100c, 1/2, 107-110

14. クロルデン

使用量およびその推移

農薬登録失効（1968年農薬法）第1種特定化学物質（1986年化審法）
 原体使用量は2,206t(1985年)で前年(1,900t)と比較して増加傾向であった。

環境中濃度に関する規制

環境中濃度に関する規制はない。

1. 全国一斉調査結果

1.1. 平成10年度

調査区分	調査名	異性体名	検出した試料数 / 調査試料数	検出濃度範囲
水質調査	農薬等の環境残留実態調査（第一回）	trans-クロルデン	0/249	ND(<0.05) μg/L
		cis-クロルデン	0/249	ND(<0.05) μg/L
	野生生物影響実態調査（コイ）	trans-クロルデン	0/6	ND(<0.025) μg/L
		cis-クロルデン	0/6	ND(<0.025) μg/L
	野生生物影響実態調査（カエル類）	trans-クロルデン	0/19	ND(<0.03) μg/L
		cis-クロルデン	0/19	ND(<0.03) μg/L
底質調査	農薬等の環境残留実態調査	trans-クロルデン	0/94	ND(<10) μg/kg
		cis-クロルデン	0/94	ND(<10) μg/kg
	野生生物影響実態調査（コイ）	trans-クロルデン	0/8	ND(<5) μg/kg
		cis-クロルデン	0/8	ND(<5) μg/kg
	野生生物影響実態調査（カエル類）	trans-クロルデン	0/12	ND(<5) μg/kg
		cis-クロルデン	0/12	ND(<5) μg/kg
土壌調査	農薬等の環境残留実態調査	trans-クロルデン	1/94	ND(<5)–7 μg/kg
		cis-クロルデン	0/94	ND(<5) μg/kg
	野生生物影響実態調査（カエル類）	trans-クロルデン	0/7	ND(<5) μg/kg
		cis-クロルデン	0/7	ND(<5) μg/kg
水生生物調査（魚類）	農薬等の環境残留実態調査	trans-クロルデン	25/48	ND(<2)–32 μg/kg
		cis-クロルデン	25/48	ND(<2)–22 μg/kg
野生生物調査	影響実態調査（コイ）	trans-クロルデン	9/145	ND(<5)–26 μg/kg
		cis-クロルデン	18/145	ND(<5)–36 μg/kg
	影響実態調査（カエル類）	trans-クロルデン	0/80	ND(<2-5) μg/kg
		cis-クロルデン	0/80	ND(<2-5) μg/kg
	影響実態調査（クジラ類）	trans-クロルデン	19/26	ND(<5-10)–45 μg/kg
		cis-クロルデン	25/26	ND(<5)–459 μg/kg
	影響実態調査（アザラシ類）	trans-クロルデン	0/19	ND(<5) μg/kg
		cis-クロルデン	1/19	ND(<5)–7 μg/kg
	影響実態調査（ドバト）	trans-クロルデン	0/32	ND(<2) μg/kg
		cis-クロルデン	0/32	ND(<2) μg/kg
	影響実態調査（トビ）	trans-クロルデン	9/26	ND(<2)–13 μg/kg
		cis-クロルデン	23/26	ND(<2)–119 μg/kg
	影響実態調査（シマフクロウ）	trans-クロルデン	0/5	ND(<2) μg/kg
		cis-クロルデン	0/5	ND(<2) μg/kg

調査区分	調査名	異性体名	検出した試料数 / 調査試料数	検出濃度範囲
野生生物調査	影響実態調査 (猛禽類)	trans-クワルテン	1/30	ND(<2-10)-5 µg/kg
		cis-クワルテン	7/30	ND(<2-10)-74 µg/kg
	影響実態調査 (アカネズミ)	trans-クワルテン	0/30	ND(<2-4) µg/kg
		cis-クワルテン	0/30	ND(<2-4) µg/kg
	影響実態調査 (ニホンザル)	trans-クワルテン	0/41	ND(<2-4) µg/kg
		cis-クワルテン	1/41	ND(<2-4)-3 µg/kg
	影響実態調査 (クマ類)	trans-クワルテン	0/17	ND(<2-5) µg/kg
		cis-クワルテン	0/17	ND(<2-5) µg/kg
影響実態調査 (タヌキ)	trans-クワルテン	0/15	ND(<2-8) µg/kg	
	cis-クワルテン	0/15	ND(<2-8) µg/kg	

2. 国内の過去の測定値

調査区分	異性体名	検出した試料数 / 調査試料数	検出濃度範囲
水質調査	trans-クワルテン	3/365	ND(<0.005-0.05)-0.0016 µg/L
	cis-クワルテン	1/365	ND(<0.005-0.05)-0.004 µg/L
底質調査	trans-クワルテン	202/365	ND(<0.2-1)-75 µg/kg
	cis-クワルテン	118/365	ND(<0.2-1)-22 µg/kg
大気調査	trans-クワルテン	46/73	ND(<0.01-0.4)-8.5ng/m ³
	cis-クワルテン	40/73	ND(<0.01-0.4)-5ng/m ³
	-クワルテン	18/73	ND(<0.1-0.5)-1.8ng/m ³
水生生物調査 (魚類)	trans-クワルテン	457/1,195	ND(<1)-69 µg/kg
	cis-クワルテン	676/1,195	ND(<1)-53 µg/kg
	-クワルテン	31/93	ND(<1)-12 µg/kg
	クワルテン類	654/885	ND(<1-50)-133 µg/kg
水生生物調査 (貝類)	trans-クワルテン	254/406	ND(<1)-24 µg/kg
	cis-クワルテン	271/406	ND(<1)-53 µg/kg
	クワルテン類	215/346	ND(<1)-97 µg/kg
水生生物調査 (鳥類)	trans-クワルテン	20/155	ND(<1)-2 µg/kg
	cis-クワルテン	55/155	ND(<1)-21 µg/kg
	クワルテン類	74/125	ND(<1)-676 µg/kg

3. 海外の汚染水域での測定値

調査区分	調査場所	異性体名	検出濃度範囲
水質調査	五大湖	trans-クワルテン	ND(<0.002-0.007)-0.100ng/L 0.100ng/L は、1983年エリー湖での測定値 ¹⁾
		cis-クワルテン	ND(<0.002)-0.183ng/L 0.183ng/L は、1984年スペリオール湖での測定値 ²⁾
		-クワルテン	0.007608-0.300ng/L 0.300ng/L は、1984年スペリオール湖での測定値 ²⁾

調査区分	調査場所	異性体名	検出濃度範囲
底質調査	五大湖	-カドレン	0.2-4.2 $\mu\text{g/kg}$ 4.2 $\mu\text{g/kg}$ は、1982 年エリー湖での測定値 ³⁾
魚類調査	五大湖	trans-カドレン	ND(<0.05-50)-310 $\mu\text{g/kg}$ 310 $\mu\text{g/kg}$ は、1979 年ミシガン湖で採集されたマス類 Lake trout(<i>Salvelinus namaycush</i>)での測定値 ⁴⁾
		cis-カドレン	ND(<3-50)-211 $\mu\text{g/kg}$ 211 $\mu\text{g/kg}$ は、1983 年ミシガン湖で採集されたコイ (<i>Cyprinus carpio</i>)での測定値 ⁵⁾
		-カドレン	痕跡-78.9 $\mu\text{g/kg}$ 78.9 $\mu\text{g/kg}$ は、1982 年オンタリオ湖で採集されたマス類 Lake trout(<i>Salvelinus namaycush</i>)での測定値 ⁶⁾
		カドレン類	3.1-370 $\mu\text{g/kg}$ 370 $\mu\text{g/kg}$ は、1985 年スペリオール湖で採集されたマス類 Lake trout(<i>Salvelinus namaycush</i>)での測定値 ⁷⁾

4 . 内分泌攪乱作用を示すと疑われた結果(水中濃度)の報告(生体内試験)
内分泌攪乱作用を示すと疑われた結果(水中濃度)の報告(生体内試験)は得られなかった。なお、内分泌攪乱作用に関する試験管内試験の報告は得られている。

5 . まとめ

平成 10 年度の水質及び底質調査において測定値は検出限界値未満であったが、土壌、水生生物及び野生生物調査の一部で検出された。

6 . 参考文献

- 1)Stevens,R.J.J.and M.A.Neilson(1989)Inter-and intralake distributions of trace organic contaminants in surface waters of the Great Lakes.J.Great Lakes Res.Vol.15,No.3,377-393
- 2)Chan,C.H.and J.Kohli(1987)Surveys of trace contaminants in the St.Clair River,1985.Inland Waters/Lands Directorate.Scientific Series,No.158,1-10
- 3)Oliver,B.G.,and R.A.Bourbonniere(1985)Chlorinated contaminants in surfacial sediments of Lakes Huron,St.Clair,and Erie:Implications regarding sources along the St.Clair and Detroit Rivers.J.Great Lakes Res.,Vol.11,No.3, 366-372
- 4)Kuehl,D.W.,E.N.Leonard,B.C.Butterworth and K.L.Johnson(1983)
Polychlorinated chemical residues in fish from major watersheds near the Great Lakes,1979.Environ.Int.,Vol.9,293-299
- 5)Camanzo,J.,C.P.Rice,D.J.Jude and R.Rossmann(1987)Organic priority pollutants in nearshore fish from 14 Lake Michigan tributaries and

- embayments,1983.J.Great Lakes Res.,Vol.13,No.3,296-309
- 6)Huestis,S.Y.,M.R.Servos,D.M.Whittle and D.G.Dixon(1996)Temporal and age-related trends in levels of polychlorinated biphenyl congeners and organochlorine contaminants in Lake Ontario lake trout(Salvelinus namaycush). J.Great Lakes Res.,Vol.22,No.2,310-330
- 7)Miller,M.A.,N.M.Kassulke and M.D.Walkowski(1993)Organochlorine concentrations in Laurentian Great Lakes salmonines:Implications for fisheries management.Arch.Environ.Contam.Toxicol.,Vol.25,212-219

15.オキシクロルデン

使用量およびその推移

クロルデンの代謝物、第1種特定化学物質（クロルデン類として、1986年化審法）
環境中濃度に関する規制
環境中濃度に関する規制はない。

1. 全国一斉調査結果

1.1. 平成10年度

調査区分	調査名	検出した試料数 / 調査試料数	検出濃度範囲
水質調査	農薬等の環境残留実態調査（第一回）	0/249	ND(<0.05) μg/L
	野生生物影響実態調査（コイ）	0/6	ND(<0.025) μg/L
	野生生物影響実態調査（カエル類）	0/19	ND(<0.03) μg/L
底質調査	農薬等の環境残留実態調査	0/94	ND(<10) μg/kg
	野生生物影響実態調査（コイ）	0/8	ND(<5) μg/kg
	野生生物影響実態調査（カエル類）	0/12	ND(<5) μg/kg
土壌調査	農薬等の環境残留実態調査	1/94	ND(<10)–10 μg/kg
	野生生物影響実態調査（カエル類）	0/7	ND(<5) μg/kg
水生生物調査 （魚類）	農薬等の環境残留実態調査	0/48	ND(<30) μg/kg
野生生物調査	影響実態調査（コイ）	2/145	ND(<5)–7.4 μg/kg
	影響実態調査（カエル類）	26/80	ND(<2-5)–8 μg/kg
	影響実態調査（クジラ類）	25/26	ND(<5)–1,190 μg/kg
	影響実態調査（アザラシ類）	19/19	40–305 μg/kg
	影響実態調査（ドバト）	9/32	ND(<2)–11 μg/kg
	影響実態調査（トビ）	26/26	3.0–80 μg/kg
	影響実態調査（シマフクロウ）	2/5	ND(<2)–4 μg/kg
	影響実態調査（猛禽類）	27/30	ND(<2-10)–510 μg/kg
	影響実態調査（アカネズミ）	0/30	ND(<2-4) μg/kg
	影響実態調査（ニホンザル）	24/41	ND(<2-4)–28 μg/kg
	影響実態調査（クマ類）	4/17	ND(<2-5)–108 μg/kg
	影響実態調査（タヌキ）	15/15	12–196 μg/kg

2. 国内の過去の測定値

調査区分	検出した試料数 / 調査試料数	検出濃度範囲
水質調査	0/164	ND(<0.005-0.01) μg/L
底質調査	3/126	ND(<0.2-1)–0.3 μg/kg
大気調査	0/73	ND(0.05-1.5)ng/m ³
水生生物調査（魚類）	355/1,229	ND(<1)–21 μg/kg
水生生物調査（貝類）	79/406	ND(<1)–16 μg/kg
水生生物調査（鳥類）	96/155	ND(<1)–79 μg/kg

3 . 海外の汚染水域での測定値

調査区分	調査場所	検出濃度範囲
水質調査	五大湖	0.131-0.263ng/L 0.263ng/L は、1983 年オンタリオ湖での測定値 ¹⁾
魚類調査	五大湖	痕跡-400 μg/kg 400 μg/kg は、1978 年スペリオール湖で採集されたマス類 Lake trout(<i>Salvelinus namaycush</i>)での測定値 ²⁾

- 4 . 内分泌攪乱作用を示すと疑われた結果（水中濃度）の報告（生体内試験）
内分泌攪乱作用を示すと疑われた結果（水中濃度）の報告（生体内試験）は得られなかった。なお、内分泌攪乱作用に関する試験管内試験の報告は得られている。

5 . まとめ

平成 10 年度の水質、底質及び水生生物調査において測定値は検出限界値未満であったが、土壌及び野生生物調査の一部で検出された。

6 . 参考文献

1)Biberhofer,J.and R.J.J.Stevens(1987)Organochlorine contaminants in ambient waters of Lake Ontario.Inland Waters/Lands Directorate. Scientific Series,No.159,1-11

2)DeVault,D.S.,R.Hesselberg,P.W.Rodgers and T.J.Feist(1996)Contaminant trends in lake trout and walleye from the Laurentian Great Lakes. J.Great Lakes Res.,Vol.22,No.4,884-895

16. trans-ノナクロル

使用量およびその推移

農薬としては未登録、第1種特定化学物質（クロルデン類として、1986年化審法）
使用量に関する報告は得られなかった。

環境中濃度に関する規制

環境中濃度に関する規制はない。

1. 全国一斉調査結果

1.1. 平成10年度

調査区分	調査名	検出した試料数 / 調査試料数	検出濃度範囲
水質調査	農薬等の環境残留実態調査（第一回）	0/249	ND(<0.05) μg/L
	野生生物影響実態調査（コイ）	0/6	ND(<0.025) μg/L
	野生生物影響実態調査（カエル類）	0/19	ND(<0.03) μg/L
底質調査	農薬等の環境残留実態調査	0/94	ND(<10) μg/kg
	野生生物影響実態調査（コイ）	0/8	ND(<5) μg/kg
	野生生物影響実態調査（カエル類）	0/12	ND(<5) μg/kg
土壌調査	農薬等の環境残留実態調査	0/94	ND(<10) μg/kg
	野生生物影響実態調査（カエル類）	0/7	ND(<5) μg/kg
水生生物調査 （魚類）	農薬等の環境残留実態調査	43/48	ND(<2)–149 μg/kg
野生生物調査	影響実態調査（コイ）	19/145	ND(<5)–32 μg/kg
	影響実態調査（カエル類）	0/80	ND(<2-5) μg/kg
	影響実態調査（クジラ類）	25/26	ND(<5)–7,570 μg/kg
	影響実態調査（アザラシ類）	19/19	57–434 μg/kg
	影響実態調査（ドバト）	1/32	ND(<2)–3 μg/kg
	影響実態調査（トビ）	26/26	10–322 μg/kg
	影響実態調査（シマフクロウ）	4/5	ND(<2)–5 μg/kg
	影響実態調査（猛禽類）	26/30	ND(<2-10)–761 μg/kg
	影響実態調査（アカネズミ）	0/30	ND(<2-4) μg/kg
	影響実態調査（ニホンザル）	17/41	ND(<2-4)–12 μg/kg
	影響実態調査（クマ類）	1/17	ND(<2-5)–12 μg/kg
	影響実態調査（タヌキ）	12/15	ND(<2-8)–241 μg/kg

2. 国内の過去の測定値

調査区分	検出した試料数 / 調査試料数	検出濃度範囲
水質調査	3/365	ND(<0.005-0.05)–0.005 μg/L
底質調査	164/365	ND(<0.2-1)–55 μg/kg
大気調査	43/73	ND(<0.01-0.5)–2.8ng/m ³
水生生物調査（魚類）	881/1,195	ND(<1)–102 μg/kg
水生生物調査（貝類）	230/406	ND(<1)–40 μg/kg
水生生物調査（鳥類）	92/155	ND(<1)–470 μg/kg

3 . 海外の汚染水域での測定値

調査区分	調査場所	検出濃度範囲
魚類調査	五大湖	ND(<0.1-5)–406 μ g/kg 406 μ g/kg は、1983 年ミシガン湖で採集されたコイ (<i>Cyprinus carpio</i>) での測定値 ¹⁾

4 . 内分泌攪乱作用を示すと疑われた結果（水中濃度）の報告（生体内試験）
内分泌攪乱作用を示すと疑われた結果（水中濃度）の報告（生体内試験）は得られなかった。なお、内分泌攪乱作用に関する試験管内試験の報告は得られている。

5 . まとめ

平成 10 年度の水質、底質及び土壌調査において測定値は検出限界値未満であったが、水生生物及び野生生物調査の一部で検出された。

6 . 参考文献

1)Camanzo,J.,C.P.Rice,D.J.Jude and R.Rossmann(1987)Organic priority pollutants in nearshore fish from 14 Lake Michigan tributaries and embayments,1983.J.Great Lakes Res.,Vol.13,No.3,296-309

2)Kuehl,D.W.,E.N.Leonard,B.C.Butterworth and K.L.Johnson(1983) Polychlorinated chemical residues in fish from major watersheds near the Great Lakes,1979.EnvIRON.Int.,Vol.9,293-299

17. 1,2-ジブromo-3-クロロプロパン

使用量およびその推移

農薬登録失効(1980年農薬法)

最後の原体使用量は296t(1973年)で前年(275t)と比較して増加傾向であった。

環境中濃度に関する規制

環境中濃度に関する規制はない。

1. 全国一斉調査結果

1.1. 平成10年度

調査区分	調査名	検出した試料数 / 調査試料数	検出濃度範囲
水質調査	農薬等の環境残留実態調査(第一回)	0/249	ND(<0.05) $\mu\text{g/L}$
底質調査	農薬等の環境残留実態調査	0/94	ND(<5) $\mu\text{g/kg}$
土壌調査	農薬等の環境残留実態調査	0/94	ND(<1) $\mu\text{g/kg}$
水生生物調査 (魚類)	農薬等の環境残留実態調査	0/48	ND(<10) $\mu\text{g/kg}$

2. 国内の過去の測定値

調査区分	検出した試料数 / 調査試料数	検出濃度範囲
水質調査	0/93	ND(<0.02-12) $\mu\text{g/L}$
底質調査	0/90	ND(<0.2-50) $\mu\text{g/kg}$
大気調査	0/36	ND(0.005-20) ng/m^3

3. 海外の汚染水域での測定値

海外の汚染水域での測定値は得られなかった。

4. 内分泌攪乱作用を示すと疑われた結果(水中濃度)の報告(生体内試験)

内分泌攪乱作用を示すと疑われた結果(水中濃度)の報告(生体内試験)は得られなかった。

5. まとめ

平成10年度の何れの調査においても測定値は検出限界値未満であった。

18. DDT

使用量およびその推移

農薬登録失効・販売禁止（1971年農薬法）第1種特定化学物質（1981年化審法）
最後の原体使用量は300t(1971年)で、前年(4,700t)と比較して減少傾向であった。

環境中濃度に関する規制

環境中濃度に関する規制はない。

1. 全国一斉調査結果

1.1. 平成10年度

調査区分	調査名	異性体名	検出した試料数 / 調査試料数	検出濃度範囲
水質調査	農薬等の環境残留実態調査（第一回）	o,p'-DDT	0/249	ND(<0.05) μg/L
		p,p'-DDT	0/249	ND(<0.05) μg/L
	野生生物影響実態調査（コイ）	o,p'-DDT	0/6	ND(<0.025) μg/L
		p,p'-DDT	0/6	ND(<0.025) μg/L
	野生生物影響実態調査（カエル類）	o,p'-DDT	0/19	ND(<0.03) μg/L
		p,p'-DDT	0/19	ND(<0.03) μg/L
底質調査	農薬等の環境残留実態調査	o,p'-DDT	0/94	ND(<5) μg/kg
		p,p'-DDT	0/94	ND(<5) μg/kg
	野生生物影響実態調査（コイ）	o,p'-DDT	0/8	ND(<5) μg/kg
		p,p'-DDT	0/8	ND(<5) μg/kg
	野生生物影響実態調査（カエル類）	o,p'-DDT	0/12	ND(<5) μg/kg
		p,p'-DDT	2/12	ND(<5)–93 μg/kg
土壌調査	農薬等の環境残留実態調査	o,p'-DDT	1/94	ND(<10)–125 μg/kg
		p,p'-DDT	4/94	ND(<10)–152 μg/kg
	野生生物影響実態調査（カエル類）	o,p'-DDT	2/7	ND(<5)–9 μg/kg
		p,p'-DDT	4/7	ND(<5)–67 μg/kg
水生生物調査（魚類）	農薬等の環境残留実態調査	o,p'-DDT	0/48	ND(<5) μg/kg
		p,p'-DDT	0/48	ND(<5) μg/kg
野生生物調査	影響実態調査（コイ）	o,p'-DDT	0/145	ND(<5) μg/kg
		p,p'-DDT	0/145	ND(<5) μg/kg
	影響実態調査（カエル類）	o,p'-DDT	1/100	ND(<1-5)–3 μg/kg
		p,p'-DDT	14/100	ND(<1-5)–33 μg/kg
	影響実態調査（クジラ類）	o,p'-DDT	26/26	12–2,270 μg/kg
		p,p'-DDT	26/26	20–6,610 μg/kg
	影響実態調査（アザラシ類）	o,p'-DDT	1/19	ND(<5)–6 μg/kg
		p,p'-DDT	19/19	30–549 μg/kg
	影響実態調査（ドバト）	o,p'-DDT	0/32	ND(<2) μg/kg
		p,p'-DDT	1/32	ND(<2)–2 μg/kg
	影響実態調査（トビ）	o,p'-DDT	0/26	ND(<2) μg/kg
		p,p'-DDT	16/26	ND(<2)–8 μg/kg
	影響実態調査（シマフクロウ）	o,p'-DDT	0/5	ND(<2) μg/kg
		p,p'-DDT	2/5	ND(<2)–6 μg/kg

調査区分	調査名	異性体名	検出した試料数 / 調査試料数	検出濃度範囲
野生生物調査	影響実態調査 (猛禽類)	o,p'-DDT	0/30	ND(<2-10) μg/kg
		p,p'-DDT	3/30	ND(<2-10)-4 μg/kg
	影響実態調査 (アカネズミ)	o,p'-DDT	0/30	ND(<2-4) μg/kg
		p,p'-DDT	0/30	ND(<2-4) μg/kg
	影響実態調査 (ニホンザル)	o,p'-DDT	0/41	ND(<2-4) μg/kg
		p,p'-DDT	0/41	ND(<2-4) μg/kg
	影響実態調査 (クマ類)	o,p'-DDT	0/17	ND(<2-5) μg/kg
		p,p'-DDT	0/17	ND(<2-5) μg/kg
影響実態調査 (タヌキ)	o,p'-DDT	0/15	ND(<2-8) μg/kg	
	p,p'-DDT	2/15	ND(<2-8)-26 μg/kg	

2. 国内の過去の測定値

調査区分	異性体名	検出した試料数 / 調査試料数	検出濃度範囲
水質調査	o,p'-DDT	0/55	ND(<0.0007-0.1) μg/L
	p,p'-DDT	0/294	ND(<0.002-0.1) μg/L
底質調査	o,p'-DDT	0/50	ND(<0.3-10) μg/kg
	p,p'-DDT	84/286	ND(<1-10)-20 μg/kg
水生生物調査 (魚類)	o,p'-DDT	202/1,250	ND(<0.5-5)-32 μg/kg
	p,p'-DDT	686/1,320	ND(<0.5-7)-180 μg/kg
	総 DDT	716/815	ND(<1)-359 μg/kg
水生生物調査 (貝類)	o,p'-DDT	38/461	ND(<1)-3 μg/kg
	p,p'-DDT	201/491	ND(<1)-24 μg/kg
	総 DDT	216/316	ND(<1)-40 μg/kg
水生生物調査 (鳥類)	o,p'-DDT	19/182	ND(<1)-22 μg/kg
	p,p'-DDT	76/192	ND(<1)-43 μg/kg
	総 DDT	115/115	110 -700 μg/kg

3. 海外の汚染水域での測定値

調査区分	調査場所	異性体名	検出濃度範囲
水質調査	五大湖	o,p'-DDT	ND(<0.007-0.011)-0.195ng/L 0.195ng/L は、1984 年スペリオール湖での測定値 ¹⁾
		p,p'-DDT	ND(<0.007-0.011)-0.513ng/L 0.513ng/L は、1984 年スペリオール湖での測定値 ¹⁾
		DDT 類	0.069-0.271ng/L 0.271ng/L は、1983 年オンタリオ湖での測定値 ²⁾
底質調査	五大湖	p,p'-DDT	0.2-45 μg/kg 45 μg/kg は、1982 年オンタリオ湖での測定値 ³⁾

調査区分	調査場所	異性体名	検出濃度範囲
魚類調査	五大湖	DDT 類	ND(<3)–19,190 µ g/kg 19,190 µ g/kg は、1970 年ミシガン湖で採集されたマス類 Lake trout(<i>Salvelinus namaycush</i>)での測定値 ^{4,5)}
		o,p'-DDT	ND(<50)–72.8 µ g/kg 72.8 µ g/kg は、1977 年オンタリオ湖で採集されたマス類 Lake trout(<i>Salvelinus namaycush</i>)での測定値 ⁶⁾
		p,p'-DDT	ND(<4-50)–620 µ g/kg 620 µ g/kg は、1980 年ミシガン湖で採集されたサケ類 Coho salmon(<i>Oncorhynchus kisutch</i>)での測定値 ⁷⁾
	バルト海	DDT 類	0–400 µ g/kg 400 µ g/kg は、1979 年バルト海で採集されたニシン類 (<i>Clupea harengus</i>)での測定値 ⁸⁾
	北海	DDT 類	3–340 µ g/kg 340 µ g/kg は、Elbe estuary で採集されたカレイ類 (<i>Platichthys flesus</i>)での測定値 ⁹⁾

4 . 内分泌攪乱作用を示すと疑われた結果 (水中濃度) の報告 (生体内試験)

異性体名	作用濃度	作用内容
tech- D D T (80%p,p'-DDT+20%o,p'-DDT)	10 µ g/L *	28 日間曝露後のトラサンショウウオ類 (<i>Ambystoma tigrinum</i>) の雌幼生のミューラー管上皮細胞領域が減少し、また、エストラジオール及びジハイドロテストステロンの働きを妨げた濃度 ¹⁰⁾

* この作用濃度は信頼性が低かった。

なお、内分泌攪乱作用に関する試験管内試験の報告も得られている。

5 . まとめ

平成 10 年度の水質及び水生生物調査において測定値は検出限界値未満であったが、底質、土壌及び野生生物調査の一部で検出された。

6 . 参考文献

- 1) Chan, C.H. and J. Kohli (1987) Surveys of trace contaminants in the St. Clair River, 1985. Inland Water/Lands Directorate. Scientific Series, No.158, 1-10
- 2) Biberhofer, J. and R. J. J. Stevens (1987) Organochlorine contaminants in ambient water of Lake Ontario. Inland Water/Lands Directorate. Scientific Series, No.159, 1-11
- 3) Oliver, B. G. and M. N. Carlton (1984) Chlorinated organic contaminants on settling particulates in the Niagara River vicinity of Lake Ontario. Environ. Sci. Technol., Vol.18, 903-908
- 4) Environmental Canada & United States Environmental Protection

- Agency(1995)Toxic contaminants:1994 State of the Lakes Ecosystem
Conference Background Paper.EPA 905-R-95-016
- 5)DeVault,D.S.,R.Hesselberg,P.W.Rodgers and T.J.Feist(1996)Contaminant trends
in lake trout and walleye from the Laurentian Great Lakes.J.Great Lakes
Res.,Vol.22,No.4,884-895
 - 6)Huestis,S.Y.,M.R.Servos,D.M.Whittle and D.G.Dixon(1996)Temporal
age-related trends in levels of polychlorinated biphenyl congeners and
organochlorine contaminants in Lake Ontario lake trout(Salvelinus
namaycush). J.Great Lakes Res.,Vol.22,No.2,310-330
 - 7)DeVault,D.S.,J.M.Clark,G.Lahvis and J.Weishaar(1988)Contaminants and
trends in fall run coho salmon. J.Great Lakes Res.,Vol.14,No.1,23-33
 - 8)Hansen,P.D.,H.von Westernhagen and H.Rosenthal(1985)Chlorinated
hydrocarbons and hatching success in Baltic herring spring spawners.
Mar.EnvIRON.Res., Vol.15,59-76
 - 9)Lucks,B.and U.Harms(1987)Characteristic levels of Chlorinated hydrocarbons
and trace metals in fish from coastal waters of North and Baltic Sea.
Int.J.EnvIRON.Anal.Chem.,Vol.29, 215-225
 - 10)Clark.E.J. D.O.Norris and R.E.Jones(1998)Interactions of gonadal steroids and
pesticides(DDT,DDE)on gonaduct growth in larval tiger salamanders,
Ambystoma tigrinum.Gen.Comp.Endocrinol.,Vol.109,No.1,94-105

19. DDE

使用量およびその推移

農薬としては未登録、DDTの代謝物
使用量に関する報告は得られなかった。

環境中濃度に関する規制

環境中濃度に関する規制はない。

1. 全国一斉調査結果

1.1. 平成10年度

調査区分	調査名	異性体名	検出した試料数 / 調査試料数	検出濃度範囲
水質調査	農薬等の環境残留実態調査（第一回）	o,p'-DDE	0/249	ND(<0.05) μg/L
		p,p'-DDE	0/249	ND(<0.05) μg/L
	野生生物影響実態調査（コイ）	o,p'-DDE	0/6	ND(<0.025) μg/L
		p,p'-DDE	0/6	ND(<0.025) μg/L
	野生生物影響実態調査（カエル類）	o,p'-DDE	0/19	ND(<0.03) μg/L
		p,p'-DDE	0/19	ND(<0.03) μg/L
底質調査	農薬等の環境残留実態調査	o,p'-DDE	0/94	ND(<5) μg/kg
		p,p'-DDE	0/94	ND(<5) μg/kg
	野生生物影響実態調査（コイ）	o,p'-DDE	0/8	ND(<5) μg/kg
		p,p'-DDE	0/8	ND(<5) μg/kg
	野生生物影響実態調査（カエル類）	o,p'-DDE	1/12	ND(<5)–24 μg/kg
		p,p'-DDE	3/12	ND(<5)–154 μg/kg
土壌調査	農薬等の環境残留実態調査	o,p'-DDE	0/94	ND(<10) μg/kg
		p,p'-DDE	10/94	ND(<5)–287 μg/kg
	野生生物影響実態調査（カエル類）	o,p'-DDE	0/7	ND(<5) μg/kg
		p,p'-DDE	5/7	ND(<5)–84 μg/kg
水生生物調査（魚類）	農薬等の環境残留実態調査	o,p'-DDE	0/48	ND(<5) μg/kg
		p,p'-DDE	31/48	ND(<5)–71 μg/kg
野生生物調査	影響実態調査（コイ）	o,p'-DDE	0/145	ND(<5) μg/kg
		p,p'-DDE	39/145	ND(<5)–27 μg/kg
	影響実態調査（カエル類）	o,p'-DDE	0/100	ND(<1-5) μg/kg
		p,p'-DDE	34/100	ND(<1-5)–185 μg/kg
	影響実態調査（クジラ類）	o,p'-DDE	24/26	ND(<5)–351 μg/kg
		p,p'-DDE	26/26	60–30,300 μg/kg
	影響実態調査（アザラシ類）	o,p'-DDE	0/19	ND(<5) μg/kg
		p,p'-DDE	19/19	150–2,530 μg/kg
	影響実態調査（ドバト）	o,p'-DDE	0/32	ND(<2) μg/kg
		p,p'-DDE	17/32	ND(<2)–10 μg/kg
	影響実態調査（トビ）	o,p'-DDE	0/26	ND(<2) μg/kg
		p,p'-DDE	26/26	5.0–230 μg/kg
影響実態調査（シマフクロウ）	o,p'-DDE	0/5	ND(<2) μg/kg	
	p,p'-DDE	5/5	15–34 μg/kg	

調査区分	調査名	異性体名	検出した試料数 / 調査試料数	検出濃度範囲
野生生物調査	影響実態調査 (猛禽類)	o,p'-DDE	0/30	ND(<2-10) μ g/kg
		p,p'-DDE	30/30	12-5,940 μ g/kg
	影響実態調査 (アカネズミ)	o,p'-DDE	0/30	ND(<2-4) μ g/kg
		p,p'-DDE	1/30	ND(<2-4)-2 μ g/kg
	影響実態調査 (ニホンザル)	o,p'-DDE	0/41	ND(<2-4) μ g/kg
		p,p'-DDE	7/41	ND(<2-4)-10 μ g/kg
	影響実態調査 (クマ類)	o,p'-DDE	0/17	ND(<2-5) μ g/kg
		p,p'-DDE	1/17	ND(<2-5)-23 μ g/kg
	影響実態調査 (タヌキ)	o,p'-DDE	0/15	ND(<2-8) μ g/kg
		p,p'-DDE	6/15	ND(<2-8)-60 μ g/kg

2. 国内の過去の測定値

調査区分	異性体名	検出した試料数 / 調査試料数	検出濃度範囲
水質調査	p,p'-DDE	1/294	ND(<0.0003-0.1)-0.0007 μ g/L
底質調査	p,p'-DDE	174/289	ND(<1-10)-74 μ g/kg
水生生物調査 (魚類)	o,p'-DDE	150/1,201	ND(<1-10)-19 μ g/kg
	p,p'-DDE	1139/1,320	ND(<0.2-10)-360 μ g/kg
水生生物調査 (貝類)	o,p'-DDE	7/461	ND(<1)-2 μ g/kg
	p,p'-DDE	315/491	ND(<1)-12 μ g/kg
水生生物調査 (鳥類)	o,p'-DDE	19/182	ND(<1)-2 μ g/kg
	p,p'-DDE	192/192	24-1,100 μ g/kg

3. 海外の汚染水域での測定値

調査区分	調査場所	異性体名	検出濃度範囲
水質調査	五大湖	p,p'-DDE	ND(<0.002-0.007)-0.139ng/L 0.139ng/L は、1986年オンタリオ湖での測定値 ¹⁾
底質調査	五大湖	p,p'-DDE	2-87 μ g/kg 87 μ g/kg は、1982年オンタリオ湖での測定値 ²⁾
魚類調査	五大湖	DDE類	50-5,250 μ g/kg 5,250 μ g/kg は、1980年オンタリオ湖で採集されたマス類 Lake trout(<i>Salvelinus namaycush</i>)での測定値 ³⁾
		o,p'-DDE	ND(<50)-150 μ g/kg 150 μ g/kg は、1982年ミシガン湖で採集されたマス類 Lake trout(<i>Salvelinus namaycush</i>)での測定値 ⁴⁾

調査区分	調査場所	異性体名	検出濃度範囲
魚類調査	五大湖	p,p'-DDE	13-9,015 µg/kg 9,015 µg/kg は、1983 年ミシガン湖で採集されたコイ (<i>Cyprinus carpio</i>)での測定値 ⁵⁾

4 . 内分泌攪乱作用を示すと疑われた結果（水中濃度）の報告（生体内試験）

異性体名	作用濃度	作用内容
p,p'-DDE	10 µg/L [*]	28 日間曝露儀、トラサンショウウオ類 (<i>Ambystoma tigrinum</i>)の雌幼生のミューラー管上皮領域が増加した濃度 ⁶⁾

^{*}この作用濃度は信頼性が低かった。

なお、内分泌攪乱作用に関する試験管内試験の報告も得られている。

5 . まとめ

平成 10 年度の水質調査において測定値は検出限界値未満であったが、底質、土壌、水生生物及び野生生物調査の一部で検出された。

6 . 参考文献

- 1)Stevens,R.J.J.and M.A.Neilson(1989)Inter-and intralake distributions of trace organic contaminants in surface waters of the Great Lakes.J.Great Lakes Res.Vol.15,No.3,377-393
- 2)Oliver,B.G.and M.N.Carlton(1984)Chlorinated organic contaminants on settling particulates in the Niagara River vicinity of Lake Ontario. Environ.Sci.Technol.,Vol.18,903-908
- 3)Borgman U.and D.M.Whittle(1991)Contaminant concentration trends in Lake Ontario lake trout(*Salvelinus namaycush*):1977 to 1988.J.Great Lakes Res.,Vol.17,No.3,368-381
- 4)Miller,M.A.(1993)Maternal transfer of organochlorine compounds in salmonines to their eggs.Can.J.Fish.Aquat.Sci.,Vol.50,1405-1413
- 5)Camanzo,J.,C.P.Rice,D.J.Jude and R.Rossmann(1987)Organic priority pollutants in nearshore fish from 14 Lake Michigan tributaries and embayments,1983.J.Great Lakes Res.,Vol.13,No.3,296-309
- 6)Clark.E.J.D.O.Norris and R.E.Jones(1998)Interactions of gonadal steroids and

pesticides(DDT,DDE)on gonaduct growth in larval tiger salamanders,
Ambystoma tigrinum.Gen.Comp.Endocrinol.,Vol.109,No.1,94-105

19. DDD

<p>使用量およびその推移 農薬としては未登録、DDTの代謝物 使用量に関する報告は得られなかった。 環境中濃度に関する規制 環境中濃度に関する規制はない。</p>
--

1. 全国一斉調査結果

1.1. 平成10年度

調査区分	調査名	異性体名	検出した試料数 / 調査試料数	検出濃度範囲
水質調査	農薬等の環境残留実態調査（第一回）	o,p'-DDD	0/249	ND(<0.05) μg/L
		p,p'-DDD	0/249	ND(<0.05) μg/L
	野生生物影響実態調査（コイ）	o,p'-DDD	0/6	ND(<0.025) μg/L
		p,p'-DDD	0/6	ND(<0.025) μg/L
	野生生物影響実態調査（カエル類）	o,p'-DDD	0/19	ND(<0.03) μg/L
		p,p'-DDD	0/19	ND(<0.03) μg/L
底質調査	農薬等の環境残留実態調査	o,p'-DDD	0/94	ND(<5) μg/kg
		p,p'-DDD	0/94	ND(<5) μg/kg
	野生生物影響実態調査（コイ）	o,p'-DDD	0/8	ND(<5) μg/kg
		p,p'-DDD	0/8	ND(<5) μg/kg
	野生生物影響実態調査（カエル類）	o,p'-DDD	1/12	ND(<5)–122 μg/kg
		p,p'-DDD	3/12	ND(<5)–425 μg/kg
土壌調査	農薬等の環境残留実態調査	o,p'-DDD	0/94	ND(<10) μg/kg
		p,p'-DDD	6/94	ND(<10)–305 μg/kg
	野生生物影響実態調査（カエル類）	o,p'-DDD	1/7	ND(<5)–14 μg/kg
		p,p'-DDD	3/7	ND(<5)–36 μg/kg
水生生物調査（魚類）	農薬等の環境残留実態調査	o,p'-DDD	0/48	ND(<5) μg/kg
		p,p'-DDD	11/48	ND(<5)–24 μg/kg
野生生物調査	影響実態調査（コイ）	o,p'-DDD	0/145	ND(<5) μg/kg
		p,p'-DDD	2/145	ND(<5)–21 μg/kg
	影響実態調査（カエル類）	o,p'-DDD	0/100	ND(<1-5) μg/kg
		p,p'-DDD	6/100	ND(<1-5)–19 μg/kg
	影響実態調査（クジラ類）	o,p'-DDD	25/26	ND(<5)–392 μg/kg
		p,p'-DDD	26/26	20–4,780 μg/kg
	影響実態調査（アザラシ類）	o,p'-DDD	0/19	ND(<5) μg/kg
		p,p'-DDD	16/19	ND(<5)–117 μg/kg
	影響実態調査（ドバト）	o,p'-DDD	0/32	ND(<2) μg/kg
		p,p'-DDD	1/32	ND(<2)–3 μg/kg
	影響実態調査（トビ）	o,p'-DDD	0/26	ND(<2) μg/kg
		p,p'-DDD	23/26	ND(<2)–18 μg/kg
	影響実態調査（シマフクロウ）	o,p'-DDD	0/5	ND(<2) μg/kg
		p,p'-DDD	5/5	3–8 μg/kg

調査区分	調査名	異性体名	検出した試料数 / 調査試料数	検出濃度範囲
野生生物調査	影響実態調査 (猛禽類)	o,p'-DDD	0/30	ND(<2-10) μ g/kg
		p,p'-DDD	15/30	ND(<2-10)-82 μ g/kg
	影響実態調査 (アカネズミ)	o,p'-DDD	0/30	ND(<2-4) μ g/kg
		p,p'-DDD	0/30	ND(<2-4) μ g/kg
	影響実態調査 (ニホンザル)	o,p'-DDD	0/41	ND(<2-4) μ g/kg
		p,p'-DDD	1/41	ND(<2-4)-3 μ g/kg
	影響実態調査 (クマ類)	o,p'-DDD	0/17	ND(<2-5) μ g/kg
		p,p'-DDD	0/17	ND(<2-5) μ g/kg
影響実態調査 (タヌキ)	o,p'-DDD	0/15	ND(<2-8) μ g/kg	
	p,p'-DDD	0/15	ND(<2-8) μ g/kg	

2. 国内の過去の測定値

調査区分	異性体名	検出した試料数 / 調査試料数	検出濃度範囲
水質調査	p,p'-DDD	0/276	ND(<0.0007-0.1) μ g/L
底質調査	p,p'-DDD	122/289	ND(<1-10)-40 μ g/kg
水生生物調査 (魚類)	o,p'-DDD	184/1,201	ND(<1-10)-18 μ g/kg
	p,p'-DDD	766/1,320	ND(<1-7)-85 μ g/kg
水生生物調査 (貝類)	o,p'-DDD	11/461	ND(<1)-1 μ g/kg
	p,p'-DDD	194/491	ND(<1)-9 μ g/kg
水生生物調査 (鳥類)	o,p'-DDD	8/182	ND(<1)-31 μ g/kg
	p,p'-DDD	110/192	ND(<1)-99 μ g/kg

3. 海外の汚染水域での測定値

調査区分	調査場所	異性体名	検出濃度範囲
水質調査	五大湖	p,p'-DDD	ND(不明)-0.093ng/L 0.093ng/L は、1984年オンタリオ湖での測定値 ¹⁾
底質調査	五大湖	p,p'-DDD	1.0-72 μ g/kg 72 μ g/kg は、1981年オンタリオ湖での測定値 ¹⁾
魚類調査	五大湖	o,p'-DDD	ND(<50)-50 μ g/kg 50 μ g/kg は、1982年ミシガン湖で採集されたサケ類 Chinook salmon(<i>Oncorhynchus tshawytscha</i>)での測定値 ²⁾
		p,p'-DDD	ND(<5)-240 μ g/kg 240 μ g/kg は、1982年ミシガン湖で採集されたマス類 Lake trout(<i>Salvelinus namaycush</i>)での測定値 ²⁾

4. 内分泌攪乱作用を示すと疑われた結果(水中濃度)の報告(生体内試験)

内分泌攪乱作用を示すと疑われた結果(水中濃度)の報告(生体内試験)は得られなかった。なお、内分泌攪乱作用に関する試験管内試験の報告は得られている。

5 . まとめ

平成 10 年度の水質調査において測定値は検出限界値未満であったが、底質、土壌、水生生物及び野生生物調査の一部で検出された。

6 . 参考文献

1) Oliver, B.G. and A.J. Niimi (1988) Trophodynamic analysis of polychlorinated biphenyl congeners and other chlorinated hydrocarbons in the Lake Ontario ecosystem. *Environ. Sci. Technol.*, Vol. 22, 388-397

2) Miller, M.A. (1993) Maternal transfer of organochlorine compounds in salmonines to their eggs. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, Vol. 50, 1405-1413

20.ケルセン

使用量およびその推移

使用量は原体 89t 及び製剤 153t(1998 年)で前年は原体 89t 及び製剤 117t であった。製剤の有効成分含有率が不明であるため、比較はできなかった。

環境中濃度に関する規制

環境中濃度に関する規制はない。

1. 全国一斉調査結果

1.1. 平成10年度

調査区分	調査名	検出した試料数 / 調査試料数	検出濃度範囲
水質調査	農薬等の環境残留実態調査(第一回)	0/249	ND(<0.05) µg/L
	農薬等の環境残留実態調査(第二回)	0/249	ND(<0.05) µg/L
	農薬等の環境残留実態調査(第三回)	0/249	ND(<0.05) µg/L
底質調査	農薬等の環境残留実態調査	0/94	ND(<20) µg/kg
土壌調査	農薬等の環境残留実態調査	0/94	ND(<20) µg/kg
水生生物調査 (魚類)	農薬等の環境残留実態調査	2/48	ND(<20) - 43 µg/kg

2. 国内の過去の測定値

調査区分	検出した試料数 / 調査試料数	検出濃度範囲
水質調査	0/24	ND(<0.02-0.2) µg/L
底質調査	0/24	ND(<3-11) µg/kg

3. 海外の汚染水域での測定値

海外の汚染水域での測定値は得られなかった。

4. 内分泌攪乱作用を示すと疑われた結果(水中濃度)の報告(生体内試験)

内分泌攪乱作用を示すと疑われた結果(水中濃度)の報告(生体内試験)は得られなかった。なお、内分泌攪乱作用に関する試験管内試験の報告は得られている。

5. まとめ

平成10年度の水質、底質及び土壌調査において測定値は検出限界値未満であったが、水生生物調査の一部で検出された。

21.アルドリン

使用量およびその推移

農薬登録失効(1975年農薬法)、第1種特定化学物質(1981年化審法)
最後の原体使用量は0t(1973年)で前年(2t)と比較して減少傾向であった。

環境中濃度に関する規制

環境中濃度に関する規制はない。

1. 全国一斉調査結果

1.1. 平成10年度

調査区分	調査名	検出した試料数 / 調査試料数	検出濃度範囲
水質調査	農薬等の環境残留実態調査(第一回)	0/249	ND(<0.05) μg/L
底質調査	農薬等の環境残留実態調査	0/94	ND(<10) μg/kg
土壌調査	農薬等の環境残留実態調査	0/94	ND(<5) μg/kg
水生生物調査(魚類)	農薬等の環境残留実態調査	0/48	ND(<10) μg/kg

2. 国内の過去の測定値

調査区分	検出した試料数 / 調査試料数	検出濃度範囲
水質調査	0/60	ND(<0.1) μg/L
底質調査	0/60	ND(<10) μg/kg
水生生物調査(魚類)	4/841	ND(<1-5)-2 μg/kg
水生生物調査(貝類)	0/286	ND(<1) μg/kg
水生生物調査(鳥類)	1/127	ND(<1)-2 μg/kg

3. 海外の汚染水域での測定値

調査区分	調査場所	検出濃度範囲
水質調査	五大湖	ND(<0.007-0.011)-0.359ng/L 0.359ng/Lは、1987年スペリオール湖での測定値 ¹⁾

4. 内分泌攪乱作用を示すと疑われた結果(水中濃度)の報告(生体内試験)
内分泌攪乱作用を示すと疑われた結果(水中濃度)の報告(生体内試験)は得られなかった。

5. まとめ

平成10年度の何れの調査においても測定値は検出限界値未満であった。

6. 参考文献

- 1) Chan, C.H. and J.Kohli(1987) Surveys of trace contaminants in the St. Clair River, 1985. Inland Water/Lands Directorate. Scientific Series, No.158, 1-10

22. エンドリン

使用量およびその推移

農薬登録失効(1975年農薬法)、第1種特定化学物質(1981年化審法)
最後の原体使用量は0t(1974年)で前年(0t)と比較して横這いであった。

環境中濃度に関する規制

環境中濃度に関する規制はない。

1. 全国一斉調査結果

1.1. 平成10年度

調査区分	調査名	検出した試料数 / 調査試料数	検出濃度範囲
水質調査	農薬等の環境残留実態調査(第一回)	0/249	ND(<0.05) μg/L
底質調査	農薬等の環境残留実態調査	0/94	ND(<20) μg/kg
土壌調査	農薬等の環境残留実態調査	0/94	ND(<5) μg/kg
水生生物調査(魚類)	農薬等の環境残留実態調査	0/48	ND(<30) μg/kg

2. 国内の過去の測定値

調査区分	検出した試料数 / 調査試料数	検出濃度範囲
水質調査	0/60	ND(<0.1) μg/L
底質調査	0/60	ND(<10) μg/kg
水生生物調査(魚類)	8/841	ND(<1-5)-4 μg/kg
水生生物調査(貝類)	65/286	ND(<1)-180 μg/kg
水生生物調査(鳥類)	0/127	ND(<1) μg/kg

3. 海外の汚染水域での測定値

調査区分	調査場所	検出濃度範囲
水質調査	五大湖	ND(<0.007-0.022)-0.149ng/L 0.149ng/Lは、1986年オンタリオ湖での測定値 ¹⁾
魚類調査	五大湖	ND(<5-27)-59.8 μg/kg 59.8 μg/kgは、1977年オンタリオ湖で採集されたマス類 Lake trout(<i>Salvelinus namaycush</i>)での測定値 ²⁾

4. 内分泌攪乱作用を示すと疑われた結果(水中濃度)の報告(生体内試験)

内分泌攪乱作用を示すと疑われた結果(水中濃度)の報告(生体内試験)は得られなかった。

5. まとめ

平成10年度の何れの調査においても測定値は検出限界値未満であった。

6 . 参考文献

- 1)Stevens,R.J.,and M.A.Neilson(1989)Inter-and intralake distributions of trace organic contaminants in surface waters of the Great Lakes.J.Great Lakes Res. ,Vol.15,No.3,377-393
- 2)Huestis,S.Y.,M.R.Servos,D.M.Whittle and D.G.Dixon(1996)Temporal and age-related trends in levels of polychlorinated biphenyl congeners and organochlorine contaminants in Lake Ontario lake trout(Salverinus namaycush). J.Great Lake Res.,Vol.22,No.2,310-330

23.ディルドリン

使用量およびその推移

農薬登録失効(1975年農薬法)、第1種特定化学物質(1981年化審法)
最後の原体使用量は42t(1980年)で前年(65t)と比較して減少傾向であった。

環境中濃度に関する規制

環境中濃度に関する規制はない。

1. 全国一斉調査結果

1.1. 平成10年度

調査区分	調査名	検出した試料数 / 調査試料数	検出濃度範囲
水質調査	農薬等の環境残留実態調査(第一回)	0/249	ND(<0.05) μg/L
	野生生物影響実態調査(コイ)	0/6	ND(<0.025) μg/L
	野生生物影響実態調査(カエル類)	0/19	ND(<0.03) μg/L
底質調査	農薬等の環境残留実態調査	0/94	ND(<20) μg/kg
	野生生物影響実態調査(コイ)	0/8	ND(<5) μg/kg
	野生生物影響実態調査(カエル類)	0/12	ND(<5) μg/kg
土壌調査	農薬等の環境残留実態調査	0/94	ND(<10) μg/kg
	野生生物影響実態調査(カエル類)	0/7	ND(<5) μg/kg
水生生物調査 (魚類)	農薬等の環境残留実態調査	0/48	ND(<30) μg/kg
野生生物調査	影響実態調査(コイ)	2/145	ND(<5)–5.7 μg/kg
	影響実態調査(カエル類)	2/80	ND(<2-5)–12 μg/kg
	影響実態調査(クジラ類)	24/26	ND(<10)–1,930 μg/kg
	影響実態調査(アザラシ類)	7/19	ND(<10)–90 μg/kg
	影響実態調査(ドバト)	1/32	ND(<2)–3 μg/kg
	影響実態調査(トビ)	24/26	ND(<2)–124 μg/kg
	影響実態調査(シマフクロウ)	0/5	ND(<2) μg/kg
	影響実態調査(猛禽類)	20/30	ND(<2-10)–506 μg/kg
	影響実態調査(アカネズミ)	0/30	ND(<2-4) μg/kg
	影響実態調査(ニホンザル)	31/41	ND(<2-4)–115 μg/kg
	影響実態調査(クマ類)	3/17	ND(<2-5)–12 μg/kg
	影響実態調査(タヌキ)	8/15	ND(<2-8)–29 μg/kg

2. 国内の過去の測定値

調査区分	検出した試料数 / 調査試料数	検出濃度範囲
水質調査	1/299	ND(<0.01-0.1)–0.011 μg/L
底質調査	27/299	ND(<1-10)–9.2 μg/kg
水生生物調査(魚類)	427/1,261	ND(<1-5)–46 μg/kg
水生生物調査(貝類)	200/461	ND(<1)–760 μg/kg
水生生物調査(鳥類)	113/182	ND(<1)–124 μg/kg

3. 海外の汚染水域での測定値

調査区分	調査場所	検出濃度範囲
水質調査	五大湖	0.075–1.111ng/L 1.111ng/Lは、1986年エリー湖での測定値 ¹⁾
魚類調査	五大湖	ND(<1-5)–1,300 μg/kg 1,300 μg/kgは、1990年ミシガン湖で採集されたマス類 Brook trout(<i>Salvelinus fontinalis</i>)での測定値 ²⁾
	バルト海	3 μg/kg 3 μg/kgは、バルト海で採集されたタラ類(<i>Gadus morhua</i>)での測定値 ³⁾
	北海	2–3 μg/kg 3 μg/kgは、南部北海で採集されたタラ類(<i>Gadus morhua</i>) ⁴⁾ と1991年英国 Firth of Forth で採集されたニシン類(<i>Clupea harengus</i>)での測定値 ⁵⁾

4. 内分泌攪乱作用を示すと疑われた結果（水中濃度）の報告（生体内試験）
内分泌攪乱作用を示すと疑われた結果（水中濃度）の報告（生体内試験）は得られなかった。なお、内分泌攪乱作用に関する試験管内試験の報告は得られている。

5. まとめ

平成10年度の水質、底質、土壌及び水生生物調査において測定値は検出限界値未満であったが、野生生物調査の一部で検出された。

6. 参考文献

- 1)Stevens,R.J.J.and M.A.Neilson(1989)Inter-and intralake distributions of trace organic contaminants in surface waters of the Great Lakes.J.Great Lakes Res.Vol.15,No.3,377-393
- 2)Miller,M.A.,N.M.Kassulke and M.D.Walkowski(1993)Organochlorine concentrations in Laurentian Great Lakes salmonines:Implications for fisheries management.Arch.Environ.Contam.Toxicol.,Vol.25,212-219
- 3)Huschenbeth,E.(1986)Zur kontamination von fischen der Nord-und Osee sowie der Unterelbe mit organochlorpestiziden und polychlorierten Biphenylen.Arch.Fisch.Wiss.,Vol.36,269-286
- 4)Kelly,A.G.and L.A.Campbell(1994)Organochlorine contaminations in liver of

cod(Gadus morhua)and muscle of herring(Clupea harengus)from Scottish waters.Mar.Poll.Bull.,Vol.28,103-108

5)Harms,U.and M.A.T.Kerkhoff(1988)Accumulation by fish.in"Pollution of the North Sea.An Assessment", (Salomons,W.,B.L.Bayne,E.K.Duursma and U.Forstner,eds.),Springer-Verlag,Berlin,567-578

24. エンドスルファン（ベンゾエピン）

使用量およびその推移

原体使用量は55t(1998年)で、前年(73t)と比較して減少傾向であった。

環境中濃度に関する規制

環境中濃度に関する規制はない。

1. 全国一斉調査結果

1.1 平成10年度

調査区分	調査名	異性体名 ^{注)}	検出した試料数 / 調査試料数	検出濃度範囲
水質調査	農薬等の環境残留実態調査（第一回）	インドスルファン()	0/249	ND(<0.05) μg/L
		インドスルファン()	0/249	ND(<0.05) μg/L
		インドスルファンサルフェート	0/249	ND(<0.05) μg/L
	農薬等の環境残留実態調査（第二回）	インドスルファン()	0/249	ND(<0.05) μg/L
		インドスルファン()	0/249	ND(<0.05) μg/L
		インドスルファンサルフェート	0/249	ND(<0.05) μg/L
	農薬等の環境残留実態調査（第三回）	インドスルファン()	0/249	ND(<0.05) μg/L
		インドスルファン()	0/249	ND(<0.05) μg/L
		インドスルファンサルフェート	1/249	ND(<0.05)–0.06 μg/L
底質調査	農薬等の環境残留実態調査	インドスルファン()	0/94	ND(<20) μg/kg
		インドスルファン()	0/94	ND(<20) μg/kg
		インドスルファンサルフェート	0/94	ND(<20) μg/kg
土壌調査	農薬等の環境残留実態調査	インドスルファン()	0/94	ND(<5) μg/kg
		インドスルファン()	0/94	ND(<5) μg/kg
		インドスルファンサルフェート	0/94	ND(<30) μg/kg
水生生物調査（魚類）	農薬等の環境残留実態調査	インドスルファン()	0/48	ND(<40) μg/kg
		インドスルファン()	0/48	ND(<30) μg/kg
		インドスルファンサルフェート	0/48	ND(<10) μg/kg

注) エンドスルファンサルフェートはエンドスルファンSO₂体と同じ物質

2. 国内の過去の測定値

調査区分	異性体名	検出した試料数 / 調査試料数	検出濃度範囲
水質調査	インドスルファン()	0/30	ND(<0.004-0.025) μg/L
	インドスルファン()	0/30	ND(<0.014-0.06) μg/L
底質調査	インドスルファン()	0/30	ND(<0.2-1) μg/kg
	インドスルファン()	0/30	ND(<0.7-3) μg/kg
大気調査	インドスルファン()	4/55	ND(<0.2-30)–14ng/m ³
	インドスルファン()	4/55	ND(<0.2-30)–3.8ng/m ³

3. 海外の汚染水域での測定値

調査区分	調査場所	異性体名	検出濃度範囲
水質調査	五大湖	エンドスルファン()	ND(<0.007-0.022)–0.175ng/L 0.175ng/L は、1984 年スベリオール湖での測定値 ¹⁾
		エンドスルファン()	ND(<0.007-0.011)–0.1693ng/L 0.1693ng/L は、1988 年オンタリオ湖での測定値 ²⁾
魚類調査	五大湖	エンドスルファンサルフェート	ND(<0.5-2) μg/kg ³⁾

4. 内分泌攪乱作用を示すと疑われた結果(水中濃度)の報告(生体内試験)

異性体名	作用濃度	作用内容
エンドスルファン	1.5 μg/L *	16 時間曝露後、卵黄形成期のナマズ類(<i>Clarias batrachus</i>)の血漿中ピテロジェニン値の減少が認められた濃度 ⁴⁾
	8 μg/L *	96 時間曝露後、卵黄形成期及び卵黄形成後のナマズ類(<i>C. batrachus</i>)のサイロキシン(T4)値が増加し、トリヨードサイロニン(T3)及び T3/T4 比が減少した濃度 ⁵⁾
	50 μg/L **	3 日間曝露後、シオマネキ類(<i>Uca pugilator</i>)の外皮及び肝臓組織のキトビアーゼを阻害した濃度 ⁶⁾

* この作用濃度は信頼性が低かった。

** この作用濃度は信頼性がやや低かった。

なお、内分泌攪乱作用に関する試験管内試験の報告も得られている。

5. まとめ

平成 10 年度の底質、土壌及び水生生物調査において測定値は検出限界値未満であったが、水質調査の一部でエンドスルファンサルフェートが検出された。

6. 参考文献

- 1) Chan, C.H. and J. Kohli (1987) Surveys of trace contaminants in the St. Clair River, 1985. Inland Waters/Lands Directorate. Scientific Series, No. 158, 1-10
- 2) L'Italien, S. (1993) Organic contaminants in the Great Lakes 1986-1990. Report No: EQB/LWD-OR/93-02-I, Environment Canada, Environmental Quality Branch, Ontario Region, Burlington, Ontario
- 3) Camanzo, J., C.P. Rice, D.J. Jude and R. Rossmann (1987) Organic priority pollutants in nearshore fish from 14 Lake Michigan tributaries and embayments, 1983. J. Great Lakes Res., Vol. 13, No. 3, 296-309
- 4) Chakravorty, S., B. Lal, and T.P. Singh (1992) Effects of endosulfan (thiodan) on

vitellogenesis and its modulation by different hormones in the vitellogenic catfish *Clarias batrachus*. *Toxicology*, Vol.75, No.3, 191-198

5) Sinha, N., B. Lal and T.P. Singh (1991) Pesticides induced changes in circulating thyroid hormones in the freshwater catfish *Clarias batrachus*. *Comp. Biochem. Physiol.*, Vol.100, No.1-2, 107-110

6) Zou, E. and M. Fingerman (1999) Effects of estrogenic agents on chitinase activity in the epidermis and hepatopancreas of the fiddler crab, *Uca pugilator*. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 42, 185-190

25.ヘプタクロル

使用量およびその推移

農薬登録失効(1975年農薬法)、第1種特定化学物質(1986年化審法)
最後の原体使用量は61t(1972年)で前年(58t)と比較して増加傾向であった。

環境中濃度に関する規制

環境中濃度に関する規制はない。

1. 全国一斉調査結果

1.1. 平成10年度

調査区分	調査名	検出した試料数 / 調査試料数	検出濃度範囲
水質調査	農薬等の環境残留実態調査(第一回)	0/249	ND(<0.05) μg/L
	野生生物影響実態調査(コイ)	0/6	ND(<0.025) μg/L
	野生生物影響実態調査(カエル類)	0/19	ND(<0.03) μg/L
底質調査	農薬等の環境残留実態調査	0/94	ND(<10) μg/kg
	野生生物影響実態調査(コイ)	0/8	ND(<5) μg/kg
	野生生物影響実態調査(カエル類)	0/12	ND(<5) μg/kg
土壌調査	農薬等の環境残留実態調査	0/94	ND(<5) μg/kg
	野生生物影響実態調査(カエル類)	0/7	ND(<5) μg/kg
水生生物調査 (魚類)	農薬等の環境残留実態調査	0/48	ND(<10) μg/kg
野生生物調査	影響実態調査(コイ)	0/145	ND(<5) μg/kg
	影響実態調査(カエル類)	0/80	ND(<2-5) μg/kg
	影響実態調査(クジラ類)	0/26	ND(<5) μg/kg
	影響実態調査(アザラシ類)	0/19	ND(<5) μg/kg
	影響実態調査(ドバト)	0/32	ND(<2) μg/kg
	影響実態調査(トビ)	0/26	ND(<2) μg/kg
	影響実態調査(シマフクロウ)	0/5	ND(<2) μg/kg
	影響実態調査(猛禽類)	0/30	ND(<2-10) μg/kg
	影響実態調査(アカネズミ)	0/30	ND(<2-4) μg/kg
	影響実態調査(ニホンザル)	0/41	ND(<2-4) μg/kg
	影響実態調査(クマ類)	0/17	ND(<2-5) μg/kg
	影響実態調査(タヌキ)	0/15	ND(<2-8) μg/kg

2. 国内の過去の測定値

調査区分	検出した試料数 / 調査試料数	検出濃度範囲
水質調査	0/125	ND(<0.005) μg/L
底質調査	14/87	ND(<0.2)-3.7 μg/kg
大気調査	2/73	ND(0.1-1)-0.1ng/m ³
水生生物調査 (魚類)	9/127	ND(<1)-10 μg/kg

3. 海外の汚染水域での測定値

調査区分	調査場所	検出濃度範囲
水質調査	五大湖	ND(<0.007-0.011)–0.036ng/L 0.036ng/Lは、1984年スペリオール湖での測定値 ¹⁾
魚類調査	五大湖	ND(<1-2)–8 µg/kg 8 µg/kgは、1983年ミシガン湖で採集されたコイ(<i>Cyprinus carpio</i>)での測定値 ²⁾

4. 内分泌攪乱作用を示すと疑われた結果（水中濃度）の報告（生体内試験）
内分泌攪乱作用を示すと疑われえ結果（水中濃度）の報告（生体内試験）は得られなかった。なお、内分泌攪乱作用に関する試験管内試験の報告は得られている。

5. まとめ

平成10年度の何れの調査においても測定値は検出限界値未満であった。

6. 参考文献

- 1) Chan, C.H. and J. Kohli (1987) Surveys of trace contaminants in the St. Clair River, 1985. Inland Water/Lands Directorate. Scientific Series, No. 158, 1-10
- 2) Camanzo, J., C.P. Rice, D.J. Jude and R. Rossmann (1987) Organic priority pollutants in nearshore fish from 14 Lake Michigan tributaries and embayments, 1983. J. Great Lake Res., Vol. 13, No. 3, 296-309

26.ヘプタクロルエポキシサイド

使用量およびその推移

ヘプタクロルの代謝物、第1種特定化学物質（1986年化審法）
環境中濃度に関する規制
環境中濃度に関する規制はない。

1. 全国一斉調査結果

1.1. 平成10年度

調査区分	調査名	検出した試料数 / 調査試料数	検出濃度範囲
水質調査	農薬等の環境残留実態調査（第一回）	0/249	ND(<0.05) μg/L
	野生生物影響実態調査（コイ）	0/6	ND(<0.025) μg/L
	野生生物影響実態調査（カエル類）	0/19	ND(<0.03) μg/L
底質調査	農薬等の環境残留実態調査	0/94	ND(<10) μg/kg
	野生生物影響実態調査（コイ）	0/8	ND(<5) μg/kg
	野生生物影響実態調査（カエル類）	0/12	ND(<5) μg/kg
土壌調査	農薬等の環境残留実態調査	0/94	ND(<10) μg/kg
	野生生物影響実態調査（カエル類）	0/7	ND(<5) μg/kg
水生生物調査 （魚類）	農薬等の環境残留実態調査	0/48	ND(<10) μg/kg
野生生物調査	影響実態調査（コイ）	0/145	ND(<5) μg/kg
	影響実態調査（カエル類）	0/80	ND(<2-5) μg/kg
	影響実態調査（クジラ類）	23/26	ND(<10)–220 μg/kg
	影響実態調査（アザラシ類）	17/19	ND(<10)–70 μg/kg
	影響実態調査（ドバト）	0/32	ND(<2) μg/kg
	影響実態調査（トビ）	9/26	ND(<2)–7 μg/kg
	影響実態調査（シマフクロウ）	0/5	ND(<2) μg/kg
	影響実態調査（猛禽類）	26/30	ND(<2-10)–170 μg/kg
	影響実態調査（アカネズミ）	0/30	ND(<2-4) μg/kg
	影響実態調査（ニホンザル）	16/41	ND(<2-4)–178 μg/kg
	影響実態調査（クマ類）	2/17	ND(<2-5)–80 μg/kg
	影響実態調査（タヌキ）	9/15	ND(<2-8)–23 μg/kg

2. 国内の過去の測定値

調査区分	検出した試料数 / 調査試料数	検出濃度範囲
水質調査	0/159	ND(<0.005-0.05) μg/L
底質調査	3/159	ND(<0.2-190)–0.6 μg/kg
大気調査	0/73	ND(<0.1-0.5)ng/m ³
水生生物調査（魚類）	28/173	ND(<1-5)–6 μg/kg

3. 海外の汚染水域での測定値

調査区分	調査場所	検出濃度範囲
水質調査	五大湖	ND(不明)–0.4259ng/L 0.4259ng/Lは、1988年ミシガン湖での測定値 ¹⁾
魚類調査	五大湖	ND(<0.1-5)–62 µg/kg 62 µg/kgは、1983年ミシガン湖で採集されたコイ (<i>Cyprinus carpio</i>)での測定値 ²⁾

4. 内分泌攪乱作用を示すと疑われた結果（水中濃度）の報告（生体内試験）
内分泌攪乱作用を示すと疑われた結果（水中濃度）の報告（生体内試験）は得られなかった。

5. まとめ

平成10年度の水質、底質、土壌及び水生生物調査において測定値は検出限界値未満であったが、野生生物調査の一部で検出された。

6. 参考文献

1)L'Italien,S.(1993)Organic contaminants in the Great Lakes 1986-1990.

Report No:EQB/LWD-OR/93-02-I,Environment Canada,Environmental Quality Branch,Ontario Region,Burlington,Ontario

2)Camanzo,J.,C.P.Rice,D.J.Jude and R.Rossmann(1987)Organic priority pollutants in nearshore fish from 14 Lake Michigan tributaries and embayments,1983.J.Great Lakes Res.,Vol.13,No.3,296-309

27. マラチオン

使用量およびその推移

原体使用量は 189t(1998 年)で前年(197t)と比較して減少傾向であった。

環境中濃度に関する規制

0.1mg/L (水中、登録保留基準：農薬法)

1. 全国一斉調査結果

1.1. 平成 10 年度

調査区分	調査名	検出した試料数 / 調査試料数	検出濃度範囲
水質調査	農薬等の環境残留実態調査 (第一回)	3/249	ND(<0.05)–0.32 μg/L
	農薬等の環境残留実態調査 (第二回)	3/249	ND(<0.05)–0.07 μg/L
	農薬等の環境残留実態調査 (第三回)	1/249	ND(<0.05)–0.07 μg/L
底質調査	農薬等の環境残留実態調査	0/94	ND(<10) μg/kg
土壌調査	農薬等の環境残留実態調査	2/94	ND(<1)–6 μg/kg
水生生物調査 (魚類)	農薬等の環境残留実態調査	0/48	ND(<2) μg/kg

2. 国内の過去の測定値

調査区分	検出した試料数 / 調査試料数	検出濃度範囲
水質調査	3/51	ND(<0.001-0.06)–1.6 μg/L
底質調査	3/51	ND(<0.19-60)–0.45 μg/kg
大気調査	0/54	ND(0.036-25)ng/m ³
水生生物調査 (魚類)	3/92	ND(<0.097-69)–12 μg/kg

3. 海外の汚染水域での測定値

海外の汚染水域での測定値は得られなかった。

4. 内分泌攪乱作用を示すと疑われた結果 (水中濃度) の報告 (生体内試験)

作用濃度	作用内容
10,000 μg/L *	28 日間曝露後、ナマズ類(<i>Heteropneustes fossilis</i>)の雌で血漿中トリヨードサイロニン(T3)値、T3/T4 比の増加、サイロキシシン(T4)値の減少を認めた濃度 ¹⁾
0.007mL/L*	96 時間曝露後、卵黄形成期及び形成後のナマズ類(<i>Clarias batrachus</i>)の血清中トリヨードサイロニン(T3)値、T3/T4 比の減少が認められた濃度 ²⁾

*この作用濃度は信頼性が低かった。

5. まとめ

平成 10 年度の底質及び水生生物調査において測定値は検出限界値未満であった

が、水質及び土壌調査の一部で検出された。

6 . 参考文献

- 1)Yadv,A.K.and T.P.Singh(1987)Pesticide-induced changes in peripheral thyroid hormone levels during different reproductive phases in *Heteropneustes fossilis*,*Ecotoxicol.Environ.Saf.*,Vol.13,No.1,97-103
- 2)Sinha,N.,B.Lal and T.P.Singh(1991)Pesticides induced changes in circulating thyroid hormones in the freshwater catfish *Clarias batrachus*.*Comp.Biochem. Physiol.*,100c,1/2,107-110

28.メソミル

使用量およびその推移

原体使用量は244t(1998年)で前年(294t)と比較して減少傾向であった。

環境中濃度に関する規制

環境中濃度に関する規制はない。

1. 全国一斉調査結果^{注)}

1.1. 平成10年度

調査区分	調査名	検出した試料数 / 調査試料数	検出濃度範囲
水質調査	農薬等の環境残留実態調査(第一回)	10/249	ND(<0.05) - 0.30 μg/L
	農薬等の環境残留実態調査(第二回)	11/249	ND(<0.05) - 0.65 μg/L
	農薬等の環境残留実態調査(第三回)	4/249	ND(<0.05) - 0.15 μg/L
底質調査	農薬等の環境残留実態調査	0/94	ND(<10) μg/kg
土壌調査	農薬等の環境残留実態調査	0/94	ND(<2) μg/kg
水生生物調査 (魚類)	農薬等の環境残留実態調査	0/48	ND(<2) μg/kg

注) 化学的に類似した構造を持つ化学物質は代謝物としてメソミルを生成する。

このため、これらの物質に由来するメソミルの含量として測定された。

2. 国内の過去の測定値

調査区分	検出した試料数 / 調査試料数	検出濃度範囲
水質調査	0/33	ND(<0.018-0.1) μg/L
底質調査	0/33	ND(<2-10) μg/kg
水生生物調査(魚類)	0/77	ND(<0.4-5) μg/kg

3. 海外の汚染水域での測定値

海外の汚染水域での測定値は得られなかった。

4. 内分泌攪乱作用を示すと疑われた結果(水中濃度)の報告(生体内試験)

内分泌攪乱作用を示すと疑われた結果(水中濃度)の報告(生体内試験)は得られなかった。

5. まとめ

平成10年度の底質、土壌及び水生生物調査において測定値は検出限界値未満であったが、水質調査の一部で検出された。

29.メトキシクロル

使用量およびその推移

農薬登録失効(1960年農薬法)
使用量に関する報告は得られなかった。

環境中濃度に関する規制

環境中濃度に関する規制はない。

1. 全国一斉調査結果

1.1. 平成10年度

調査区分	調査名	検出した試料数 / 調査試料数	検出濃度範囲
水質調査	農薬等の環境残留実態調査(第一回)	0/249	ND(<0.05) $\mu\text{g/L}$
底質調査	農薬等の環境残留実態調査	0/94	ND(<5) $\mu\text{g/kg}$
土壌調査	農薬等の環境残留実態調査	0/94	ND(<10) $\mu\text{g/kg}$
水生生物調査 (魚類)	農薬等の環境残留実態調査	0/48	ND(<20) $\mu\text{g/kg}$

2. 国内の過去の測定値

調査区分	検出した試料数 / 調査試料数	検出濃度範囲
水質調査	0/27	ND(<0.01) $\mu\text{g/L}$
底質調査	0/27	ND(<2-15) $\mu\text{g/kg}$

3. 海外の汚染水域での測定値

調査区分	調査場所	異性体名	検出濃度範囲
水質調査	五大湖	p,p'-メトキシクロル	ND(<0.007-0.011)-0.561ng/L 0.561ng/Lは、1984年スペリオール湖での測定値 ¹⁾
魚類調査	五大湖	メトキシクロル	ND(<1-50)-118 $\mu\text{g/kg}$ 118 $\mu\text{g/kg}$ は、1983年ミシガン湖で採集されたコイ(Cyprinus carpio)での測定値 ²⁾

4. 内分泌攪乱作用を示すと疑われた結果(水中濃度)の報告(生体内試験)

内分泌攪乱作用を示すと疑われた結果(水中濃度)の報告(生体内試験)は得られなかった。なお、内分泌攪乱作用に関する試験管内試験の報告は得られている。

5. まとめ

平成10年度の何れの調査においても測定値は検出限界値未満であった。

6. 参考文献

1)Chan,C.H.,and J.Kohli(1987)Surveys of trace contaminants in the St.Clair River,

1985. Inland Waters/Lands Directorate. Scientific Series, No. 158, 1-10
- 2) Camanzo, J., C.P. Rice, D.J. Jude and R. Rossmann (1987) Organic priority pollutants in nearshore fish from 14 Lake Michigan tributaries and embayments, 1983. J. Great Lake Res., Vol. 13, No. 3, 296-309

30.マイレックス

使用量およびその推移

農薬としては未登録

使用量に関する報告は得られなかった。

環境中濃度に関する規制

環境中濃度に関する規制はない。

1. 全国一斉調査結果

国内の登録実績がなく農薬以外の用途がないことから調査対象から除外した。

2. 国内の過去の測定値

調査区分	検出した試料数 / 調査試料数	検出濃度範囲
水質調査	0/27	ND(<0.01) μg/L
底質調査	0/27	ND(<0.6-2.4) μg/kg

3. 海外の汚染水域での測定値

調査区分	調査場所	検出濃度範囲
水質調査	五大湖	ND(<0.007-0.4)–2.5ng/L 2.5ng/L は、1988年ヒューロン湖での測定値 ¹⁾
底質調査	五大湖	ND(<0.2)–48 μg/kg 48 μg/kg は、1982年オンタリオ湖での測定値 ²⁾
魚類調査	五大湖	ND(<0.2-2)–878 μg/kg 878 μg/kg は、1988年オンタリオ湖で採集されたマス類 Lake trout(<i>Salvelinus namaycush</i>)での測定値 ¹⁾

4. 内分泌攪乱作用を示すと疑われた結果（水中濃度）の報告（生体内試験）

作用濃度	作用内容
1,000 μg/L [*]	308日間の野外曝露期間中の金魚(<i>Carassius auratus</i>)の死亡、鰓の病変が認められた濃度 ³⁾ ** 168日間の野外曝露期間中のブルーギル (<i>Lepomis macrochirus</i>)の死亡、病変、ヘマトクリット値に対照区との差が認められなかった濃度 ³⁾ **

* この作用濃度は信頼性が低かった。

** この作用内容は内分泌との明確な関係がみられなかった。

なお、内分泌攪乱作用に関する試験管内試験の報告も得られている。

5. まとめ

今回の検討からは除外した。

6 . 参考文献

- 1)Sergeant,D.B.,M.Munawar,P.V.Hodson,D.T.Bennie and S.Y.Huestis(1993)Mirex in the North American Great Lakes:New detections and their confirmation. J.Great Lakes Res.,Vol.19,No.1,145-157
- 2)Oliver,B.G.and M.N.Carlton(1984)Chlorinated organic contaminants on settling particulates in the Niagara River vicinity of Lake Ontario. Environ.Sci. Technol.,Vol.18,903-908
- 3)Van Valin,C.C.,A.K.Andrews and L.L.Eller(1968)Some effects of mirex on two warmwater fishes. Trans.Am.Fish.Soc.,Vol.97,185-196

31.ニトロフェン

使用量およびその推移

農薬登録失効(1982年農薬法)

最後の原体使用量は8t(1981年)で前年(原体103t及び製剤53t)と比較して減少傾向であった。

環境中濃度に関する規制

環境中濃度に関する規制はない。

1. 全国一斉調査結果

1.1. 平成10年度

調査区分	調査名	検出した試料数 / 調査試料数	検出濃度範囲
水質調査	農薬等の環境残留実態調査(第一回)	0/249	ND(<0.05) $\mu\text{g/L}$
底質調査	農薬等の環境残留実態調査	0/94	ND(<10) $\mu\text{g/kg}$
土壌調査	農薬等の環境残留実態調査	0/94	ND(<1) $\mu\text{g/kg}$
水生生物調査 (魚類)	農薬等の環境残留実態調査	0/48	ND(<2) $\mu\text{g/kg}$

2. 国内の過去の測定値

調査区分	検出した試料数 / 調査試料数	検出濃度範囲
水質調査	3/54	ND(<0.001-0.2)–0.027 $\mu\text{g/L}$
底質調査	0/54	ND(<0.1-9) $\mu\text{g/kg}$

3. 海外の汚染水域での測定値

海外の汚染水域での測定値は得られなかった。

4. 内分泌攪乱作用を示すと疑われた結果(水中濃度)の報告(生体内試験)

内分泌攪乱作用を示すと疑われた結果(水中濃度)の報告(生体内試験)は得られなかった。

5. まとめ

平成10年度の何れの調査においても測定値は検出限界値未満であった。

32. トキサフェン

使用量およびその推移

農薬としては未登録

使用量に関する報告は得られなかった。

環境中濃度に関する規制

環境中濃度に関する規制はない。

1. 全国一斉調査結果

国内の登録実績がなく農薬以外の用途がないことから調査対象から除外した。

2. 国内の過去の測定値

調査区分	検出した試料数 / 調査試料数	検出濃度範囲
水質調査	0/33	ND(<0.3-0.6) $\mu\text{g/L}$
底質調査	0/33	ND(<10-40) $\mu\text{g/kg}$

3. 海外の汚染水域での測定値

調査区分	調査場所	検出濃度範囲
水質調査	五大湖	ND(不明) ng/L ¹⁾
魚類調査	五大湖	ND(<40-520)–4,700 $\mu\text{g/kg}$ 4,700 $\mu\text{g/kg}$ は、1982年ミシガン湖で採集されたマス類 Lake trout(<i>Salvelinus namaycush</i>)での測定値 ²⁾
	バルト海	120 $\mu\text{g/kg}$ 120 $\mu\text{g/kg}$ は、1986年北部バルト海で採集されたサケ類(<i>Salmo salar</i>)での測定値 ³⁾

4. 内分泌攪乱作用を示すと疑われた結果（水中濃度）の報告（生体内試験）

内分泌攪乱作用を示すと疑われた結果（水中濃度）の報告（生体内試験）は得られなかった。なお、内分泌攪乱作用に関する試験管内試験の報告は得られている。

5. まとめ

今回の検討からは除外した。

6. 参考文献

1) Biberhofer, J. and R. J. J. Stevens (1987) Organochlorine contaminants in ambient waters of Lake Ontario. Inland Water/Lands Directorate. Scientific Series, No. 159, 1-11

2) Miller, M. A. (1993) Maternal transfer of organochlorine compounds in salmonines to their eggs. Can. J. Fish. Aquat. Sci., Vol. 50, 1405-1413

3) Koistinen, J., J. Paasivirta and P. J. Vuorinen (1989) Dioxins and other planar polychloroaromatic compounds in Baltic, Finnish and Arctic fish samples. *Chemosphere*, Vol. 19, 527-530

33. トリブチルスズ

使用量およびその推移

農薬登録失効（トリブチルオキシドとして 1977 年農薬法）第 1 種特定化学物質（トリブチルオキシドとして 1990 年化審法）第 2 種特定化学物質（13 種の化合物として 1989 年化審法）最後の原体使用量（防汚塗料）は 11,840t(1989 年)で前年(12,790t)と比較して減少傾向であった。

環境中濃度に関する規制

環境中濃度に関する規制はない。

1. 全国一斉調査結果

1.1. 平成 11 年度

調査区分	調査名	検出した試料数 / 調査試料数	検出濃度範囲
水質調査	一般水域調査（冬季）	23/170	ND(<0.002) - 0.008 $\mu\text{g/L}$
底質調査	一般水域調査（冬季）	44/48	ND(<0.2) - 170 $\mu\text{g/kg}$
	建設省実態調査（夏期）	1/11	ND(<0.1) - 2.6 $\mu\text{g/kg}$
	建設省実態調査（秋期）	0/11	ND(<0.1) $\mu\text{g/kg}$

1.2. 平成 10 年度

調査区分	調査名	検出した試料数 / 調査試料数	検出濃度範囲
水質調査	一般水域調査（夏季）	1/130	ND(<0.01)–0.09 $\mu\text{g/L}$
	一般水域・重点水域調査（秋季）	28/275	ND(<0.002)–0.008 $\mu\text{g/L}$
	野生生物影響実態調査（コイ）	0/4	ND(<2) $\mu\text{g/L}$
	野生生物影響実態調査（カエル類）	0/19	ND(<0.001) $\mu\text{g/L}$
底質調査	一般水域調査（秋季）	81/152	ND(<0.1)–200 $\mu\text{g/kg}$
	建設省実態調査（後期）	4/5	ND(<0.1)–0.4 $\mu\text{g/kg}$
	野生生物影響実態調査（コイ）	0/3	ND(<1) $\mu\text{g/kg}$
	野生生物影響実態調査（カエル類）	0/12	ND(<20) $\mu\text{g/kg}$
土壌調査	野生生物影響実態調査（カエル類）	0/7	ND(<20) $\mu\text{g/kg}$
水生生物調査 （魚類）	一般水域調査（秋季）	113/141	ND(<1)–120 $\mu\text{g/kg}$

調査区分	調査名	検出した試料数 / 調査試料数	検出濃度範囲
野生生物調査	影響実態調査（コイ）	92/145	ND(<0.3)–75 µ g/kg
	影響実態調査（クジラ類）	18/26	ND(<20-50)–330 µ g/kg
	影響実態調査（アザラシ類）	1/19	ND(<20-50)–110 µ g/kg
	影響実態調査（ドバト）	0/31	ND(<200) µ g/kg
	影響実態調査（トビ）	2/26	ND(<2-200)–8 µ g/kg
	影響実態調査（シマフクロウ）	0/5	ND(<2) µ g/kg
	影響実態調査（猛禽類）	0/30	ND(<200) µ g/kg
	影響実態調査（アカネズミ）	0/30	ND(<200) µ g/kg
	影響実態調査（ニホンザル）	0/41	ND(<200) µ g/kg
	影響実態調査（クマ類）	0/17	ND(<50-200) µ g/kg
	影響実態調査（タヌキ）	0/15	ND(<50-200) µ g/kg

2. 国内の過去の測定値

調査区分	検出した試料数 / 調査試料数	検出濃度範囲
水質調査	429/1,190	ND(<0.003-1)–0.45 µ g/L
底質調査	893/1,111	ND(<0.05-50)–1,600 µ g/kg
水生生物調査（魚類）	289/945	ND(<1-50)–1,700 µ g/kg
水生生物調査（貝類）	231/366	ND(<50)–780 µ g/kg
水生生物調査（鳥類）	0/135	ND(<50) µ g/kg

3. 海外の汚染水域での測定値

海外の汚染水域での測定値は得られなかった。

4. 内分泌攪乱作用を示すと疑われた結果（水中濃度）の報告（生体内試験）

同族体名	作用濃度	作用内容
塩化トリブチルスズ	0.001 µg/L	3ヶ月曝露後、雌イボニシ(<i>Thais clavigera</i>)にインボセックスが認められた濃度 ^{1,2)}
塩化トリ-n-ブチルスズ	0.2 µgSn/L =0.5 µg/L ^{注1)}	14日間の曝露期間中の雌ヨーロッパチヂミボラ(<i>Nucella lapillus</i>)にインボセックスが認められた濃度 ³⁾
塩化トリブチルスズ	0.62 µg/L [*]	21日間曝露後、オオミジンコ(<i>Daphnia magna</i>)で水酸化テストステロンが増加した濃度 ⁴⁾
塩化トリブチルスズ	2.5 µg/L ^{**}	ナガウニ(<i>Echinometra mathaei</i>)の受精に影響が認められた濃度 ⁵⁾
塩化トリブチルスズ	2.75 µg/L	3~10日間の曝露期間中のヨーロッパミノー(<i>Phoxinus phoxinus</i>)の稚魚の組織に影響が認められた濃度 ⁶⁾ ***
塩化トリブチルスズ	5.0 µg/L ^{**}	シュモクアオリガイ類(<i>Isognomon californicum</i>)の受精に影響が認められた濃度 ⁵⁾
塩化トリブチルスズ	326 µg/L	シロボヤ(<i>Styela plicata</i>)幼生の発生を阻害した濃度 ⁷⁾
bis-酸化トリ-n-ブチルスズ	0.1 µg/L	4週間の曝露期間中のクモヒトデ類(<i>Ophioderma brevispina</i>)の腕の再生を阻害した濃度 ⁸⁾
bis-酸化トリ-n-ブチルスズ	0.5 µg/L [*]	24日間の曝露期間中のシオマネキ類(<i>Uca pugilator</i>)の脱皮が遅延し、再生脚に奇形が認められた濃度 ⁹⁾
bis-酸化トリ-n-ブチルスズ	0.5 µg/L	4週間の曝露期間中のシオマネキ類(<i>U. pugilator</i>)の再生脚に奇形が認められた濃度 ¹⁰⁾
bis-酸化トリブチルスズ	1.5 µg/L ^{**}	49日間の曝露後、サンショウウオ類(<i>Ambystoma mexicanum</i>)の幼生の骨形成に異常が認められた濃度 ¹¹⁾
bis-酸化トリブチルスズ	5.4 µg/L	180日間の曝露期間中のシーブスヘッドミノー(<i>Cyprinodon variegatus</i>)の生殖に影響を与えなかった濃度 ¹²⁾
酸化トリ-n-ブチルスズ	0.1 µg/L	21日間の曝露期間中のエビ類(<i>Palaemonestes pugio</i>)の尾節の再生と脱皮に遅延を生じた濃度 ¹³⁾
酸化トリブチルスズ	濃度の詳細不明	57~64日間曝露後、雌 Mud snail(<i>Ilyanassa obsoleta</i>)にインボセックスが認められた ¹⁴⁾
トリブチルスズイオン(TBT ⁺)****	0.002 µg/L	海域で採集された巻貝 Mud snail(<i>I. obsoleta</i>)の雌にインボセックスが認められた海域の濃度 ¹⁵⁾
トリブチルスズ(TBT)****	0.015 µgSn/L [*] =0.037 µg/L ^{注2)}	海域で採集されたタマキビガイ類(<i>Littorina littorea</i>)で雌の産卵口の閉鎖が認められた際の体内濃度と生物濃縮係数からの推定水中濃度 ¹⁶⁾
トリブチルスズ(TBT)****	0.028 µgSn/L =0.069 µg/L ^{注2)}	移植 18ヶ月後の雌ヨーロッパチヂミボラ(<i>N. lapillus</i>)で輸卵管の閉塞による不妊が認められた海中平均濃度 ⁴⁾

同族体名	作用濃度	作用内容
トリブチルスズを含んだ防汚塗料からの溶出物****	0.00084 $\mu\text{gSn/L}$ *	12 週間の曝露期間中の雌ヨーロッパチヂミボラ(<i>N. lapillus</i>)にインポセックスが認められた濃度 ¹⁷⁾
トリブチルスズを含んだ防汚塗料からの溶出物****	0.001 $\mu\text{gSn/L}$ *	120 日間の曝露期間中の雌ヨーロッパチヂミボラ(<i>N. lapillus</i>)でインポセックスが増加した際の体内濃度と生物濃縮係数からの推定水中濃度 ¹⁸⁾
トリブチルスズを含んだ防汚塗料からの溶出物****	<0.0015 $\mu\text{gtin/L}$ *	408 日間の曝露期間中の雌ヨーロッパチヂミボラ(<i>N. lapillus</i>)にインポセックスが認められた濃度 ⁴⁾
トリブチルスズを含んだ防汚塗料からの溶出物****	<0.0015 $\mu\text{gtin/L}$ *	14 ヶ月の曝露期間中の雌ヨーロッパチヂミボラ(<i>N. lapillus</i>)にインポセックスが認められた濃度 ¹⁹⁾
トリブチルスズを含んだ防汚塗料からの溶出物****	0.0015 $\mu\text{gtin/L}$ *	1 年間曝露後、雌ヨーロッパチヂミボラ(<i>N. lapillus</i>)にインポセックスが認められた濃度 ²⁰⁾
トリブチルスズを含んだ防汚塗料からの溶出物****	0.0038 $\mu\text{gtin/L}$ *	2 年間の曝露期間中の雌ヨーロッパチヂミボラ(<i>N. lapillus</i>)にインポセックスが認められた濃度 ²¹⁾
トリブチルスズを含んだ防汚塗料からの溶出物****	0.02 $\mu\text{gSn/L}$ *	120 日間の曝露期間中の雌ヨーロッパチヂミボラ(<i>N. lapillus</i>)でインポセックスが増加した濃度 ¹⁸⁾
トリブチルスズを含んだ防汚塗料からの溶出物****	0.04 $\mu\text{gSn/L}$ *	42 日間の曝露期間中の雌ヨーロッパチヂミボラ(<i>N. lapillus</i>)にインポセックスが認められた濃度 ²³⁾
トリブチルスズを含んだ防汚塗料からの溶出物****	0.0205 $\mu\text{gTBT/L}$	12 ヶ月の曝露期間中のタマキビガイ類(<i>L. littorea</i>)で産卵口の閉鎖による産卵数の減少が認められた濃度 ²²⁾
トリブチルスズを含んだ防汚塗料からの溶出物****	0.514 $\mu\text{gTBT}^+/\text{L}$ *	7 日間曝露後、ストライプトバス類(<i>Morone saxatilis</i>)の稚魚の脊椎に異常が認められた濃度 ²⁴⁾

* この作用濃度は信頼性がやや低かった。

** この作用濃度は信頼性が低かった。

*** この作用内容は内分泌との明確な関係がみられなかった。

**** この被験物質は組成が不明であった。

注 1) スズの原子量を 118.69、塩化トリブチルスズの分子量を 325.53 として換算した値

注 2) スズの原子量を 118.69、トリブチルスズの分子量を 291.046 として換算した値

なお、塩化トリブチルスズについても、文献の信頼性評価により信頼性が認められた報告が得られたが、環境中の測定結果が bis-酸化トリブチルスズとして記載されているため、

5. まとめには使用しなかった。

5. まとめ

水質及び底質調査の一部で検出された。水質及び底質調査において測定された最高値は、1.平成10年度調査の測定値を下回っていた。なお、平成10年度の水生生物及び野生生物調査の一部で検出された。水質調査で測定された最高濃度 0.09 $\mu\text{g/L}$ (平成10年度: bis-酸化トリブチルスズとして記載されている) と報告されている内分泌攪乱作用に関する水中濃度 0.1 $\mu\text{g/L}$ を分類するために暫定的に比較するとその比は 0.001 を超えていた。

6. 参考文献

- 1) Horiguchi, T., H. Shiraishi, M. Shimizu, S. Yamazaki and M. Morita (1995)
Imposex in Japanese gastropods (Neogastropoda and Mesogastropoda):
Effects of tributyltin and triphenyltin from antifouling paints. *Mar. Pollut. Bul.*, Vol. 31, 4-12
- 2) 堀口敏宏 (1993) 有機スズ化合物による海産巻貝類の imposex、1992 年度博士学位論文、東京大学
- 3) Bryan, G. E., P. E. Gibbs and G. R. Burt (1988) A comparison of the effectiveness of tri-*n*-butyltin chloride and five other organotin compounds in promoting the development of imposex in the dog-whelk, *Nucella lapillus*. *J. Mar. Biol. Ass. U.K.*, 68, 733-744
- 4) Oberdorster, E., D. Rittschof and G. A. LeBlanc (1998) Alteration of [^{14}C]-testosterone metabolism after chronic exposure of *Daphnia magna* to tributyltin. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.*, Vol. 34, No. 1, 21-25
- 5) Ringwood, A. M. (1992) Comparative sensitivity of gametes and early developmental stage of a sea urchin species (*Echinometra mathaei*) and a bivalve species (*Isognomon californicum*) during metal exposures. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.*, 22, 288-295
- 6) Fent, K. and W. Meier (1992) Tributyltin-induced effects on early life stage of minnows *Phoxinus phoxinus*. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.*, 22, 428-438
- 7) Cima, F., L. Ballarin, G. Bressa, G. Martinucci and P. Burighel (1996) Toxicity of organotin compounds on embryos of a marine invertebrate (*Styrela plicata*; Tunicata). *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 35, 174-182
- 8) Walsh, G. E., L. L. McLaughlin, M. K. Louie, C. H. Deans and E. M. Loes (1986) Inhibition of arm regeneration by *Ophioderma brevispina* (Echinodermata, Ophiuroidea) by tributyltin oxide and triphenyltin oxide. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 12, 95-100
- 9) Weis, J. S., J. Gottlieb and J. Kwiatkowski, J. (1987) Tributyltin retards regeneration

- and produces deformities of limbs in the fiddler crabs, *Uca pugilator*.
Arch. Environ. Contam. Toxicol., 16, 321-326
- 10) Weis, J.S. and K. Kim (1988) Tributyltin is a teratogen in producing deformities in limbs of the fiddler crab, *Uca pugilator*. Arch. Environ. Contam. Toxicol., 17, 583-587
 - 11) Scadding, S.R. (1990) Effects of tributyltin oxide on the skeletal structures of developing and regenerating limbs of the axolotl larvae, *Ambystoma mexicanum*. Bull. Environ. Contam. Toxicol., 45, 574-581
 - 12) Manning, C.S., T.F. Lytle, W.W. Walker and J.S. Lytle (1999) Life-cycle toxicity of bis(tributyltin)oxide to the Sheepshead minnow (*Cyprinodon variegatus*). Arch. Environ. Contam. Toxicol., 37, 258-266
 - 13) Khan, A., J.S. Weis, C.E. Saharig and E. Polo (1993) Effect of tributyltin on mortality and telson regeneration of grass shrimp, *Palaemonetes pugio*. Bull. Environ. Contam. Toxicol., 50, 152-157
 - 14) Smith, B.S. (1981) Tributyltin compounds induce male characteristics on female mud snails *Nassarius obsoletus* = *Ilyanassa obsoleta*. Journal of Applied Toxicology, 1, 3, 141-144
 - 15) Bryan, G.W., P.E. Gibbs, R.J. Huggett, L.A. Curtis, D.S. Bailey and D.M. Dauer (1989) Effects of tributyltin pollution on the mud snail, *Ilyanassa obsoleta*, from the York River and Sarsh Creek, Chesapeake Bay. Mar. Pollut. Bull., Vol. 20, 458-462
 - 16) Bauer, B., P. Fioroni, I. Ide, S. Liebe, J. Oehlmann, E. Stroben and B. Watermann (1995) TBT effects on the female genital system of *Littorina littorea*: A possible indicator of tributyltin pollution. Hydrobiologia, Vol. 309, 15-27
 - 17) Bryan, G.W., P.E. Gibbs, G.R. Burt and L.G. Hummerstone (1987) The effects of tributyltin (TBT) accumulation on adult dogwhelks, *Nucella lapillus*: Long-term field and laboratory experiments. J. Mar. Biol. Assoc. UK, Vol. 67, 525-544
 - 18) Gibbs, P.E., G.W. Bryan and P.L. Pascoe (1991) TBT-induced imposex in the dogwhelk, *Nucella lapillus*: Geographical uniformity of the response and effects. Mar. Environ. Res., Vol. 32, 79-87
 - 19) Bryan, G.W., P.E. Gibbs, L.G. Hummerstone and G.R. Burt (1986) The decline of the gastropod *Nucella lapillus* around south-west England: Evidence for the effect of tributyltin from antifouling paints. J. Mar. Biol. Assoc. UK, Vol. 66, 611-640
 - 20) Gibbs, P.E. and G.W. Bryan (1987) TBT paints and the demise of the dogwhelk *Nucella lapillus* (Gastropoda). Oceans Vol. 4, 1482-1487
 - 21) Gibbs, P.E., G.W. Bryan, P.L. Pascoe and G.R. Burt (1987) The use of the dogwhelk,

- Nucella lapillus*, as an indicator of tributyltin (TBT) contamination. J. Mar. Biol. Ass. U.K., 67, 507-523
- 22) Gibbs, P.E., P.L. Pascoe and G.R. Burt (1988) Sex change in the female dogwhelk, *Nucella lapillus*, induced by tributyltin from antifouling paints. J. Mar. Bio. Assoc. UK, Vol. 68, 715-731
- 23) Matthiessen, P., R. Waldock, J.E. Thain, M.E. Waite and S. Scrope-Howe (1995) Changes in periwinkle (*Littorina littorea*) population following the ban on TBT-based antifoulings on small boats in the United Kingdom. Ecotoxicol. Environ. Saf., Vol. 30, 180-194
- 24) Spooner, N., L.J. Gord, P.E. Gibbs and G.W. Bryan (1991) The effect of tributyltin upon steroid titres in the female dogwhelk, *Nucella lapillus*, and the development of imposex. Mar. Environ. Res., Vol. 32, 37-49
- 25) Pinkney, A.E., L.L. Matteson and D.A. Wright (1990) Effects of tributyltin on survival, morphometry, and RNA-DNA ratio of larval striped bass, *Morone saxatilis*. Arch. Environ. Contam. Toxicol., 19, 235-240

34. トリフェニルスズ

使用量およびその推移

農薬登録失効（塩化トリフェニルスズ 1975 年、酢酸トリフェニルスズ 1977 年、水酸化トリフェニルスズ 1990 年農薬法）第 2 種特定化学物質（8 種の化合物として 1990 年化審法）最後の原体（水酸化トリフェニルスズ）使用量は 50t(1990 年)で前年(67t)と比較して減少傾向であった。

環境中濃度に関する規制

環境中濃度に関する規制はない。

1. 全国一斉調査結果

1.1. 平成 11 年度

調査区分	調査名	検出した試料数 / 調査試料数	検出濃度範囲
水質調査	一般水域調査（冬季）	1/170	ND(<0.001) - 0.004 $\mu\text{g/L}$
底質調査	一般水域調査（冬季）	20/48	ND(<0.1) - 7.1 $\mu\text{g/kg}$
	建設省実態調査（夏期）	0/11	ND(<0.1) $\mu\text{g/kg}$
	建設省実態調査（秋期）	0/11	ND(<0.1) $\mu\text{g/kg}$

1.2. 平成 10 年度

調査区分	調査名	検出した試料数 / 調査試料数	検出濃度範囲
水質調査	一般水域調査（夏季）	0/130	ND(<0.01) $\mu\text{g/L}$
	一般水域・重点水域調査（秋季）	1/275	ND(<0.001) - 0.004 $\mu\text{g/L}$
	野生生物影響実態調査（コイ）	0/4	ND(<4) $\mu\text{g/L}$
	野生生物影響実態調査（カエル類）	0/19	ND(<0.002) $\mu\text{g/L}$
底質調査	一般水域調査（秋季）	29/152	ND(<0.1) - 16 $\mu\text{g/kg}$
	建設省実態調査（後期）	0/5	ND(<0.1) $\mu\text{g/kg}$
	野生生物影響実態調査（コイ）	0/3	ND(<1) $\mu\text{g/kg}$
	野生生物影響実態調査（カエル類）	0/12	ND(<20) $\mu\text{g/kg}$
土壌調査	野生生物影響実態調査（カエル類）	0/7	ND(<20) $\mu\text{g/kg}$
水生生物調査 （魚類）	一般水域調査（秋季）	70/141	ND(<1) - 210 $\mu\text{g/kg}$

調査区分	調査名	検出した試料数 / 調査試料数	検出濃度範囲
野生生物調査	影響実態調査（コイ）	108/145	ND(<0.3)–99 µg/kg
	影響実態調査（クジラ類）	12/26	ND(<20-50)–60 µg/kg
	影響実態調査（アザラシ類）	0/19	ND(<20-200) µg/kg
	影響実態調査（ドバト）	0/31	ND(<200) µg/kg
	影響実態調査（トビ）	3/26	ND(<2-200)–10 µg/kg
	影響実態調査（シマフクロウ）	2/5	ND(<2)–3 µg/kg
	影響実態調査（猛禽類）	0/30	ND(<200) µg/kg
	影響実態調査（アカネズミ）	0/30	ND(<200) µg/kg
	影響実態調査（ニホンザル）	0/41	ND(<200) µg/kg
	影響実態調査（クマ類）	0/17	ND(<50-200) µg/kg
	影響実態調査（タヌキ）	0/15	ND(<50-200) µg/kg

2. 国内の過去の測定値

調査区分	検出した試料数 / 調査試料数	検出濃度範囲
水質調査	189/1,175	ND(<0.0005-35)–0.09 µg/L
底質調査	640/1,168	ND(<0.15-170)–1,100 µg/kg
水生生物調査（魚類）	439/857	ND(<0.3-75)–2,600 µg/kg
水生生物調査（貝類）	84/286	ND(<20)–450 µg/kg
水生生物調査（鳥類）	10/95	ND(<20)–50 µg/kg

3. 海外の汚染水域での測定値

海外の汚染水域での測定値は得られなかった。

4. 内分泌攪乱作用を示すと疑われた結果（水中濃度）の報告（生体内試験）

同族体名	作用濃度	作用内容
bis-酸化トリフェニルスズ	0.1 µg/L	4週間の曝露期間中のクモヒトデ類(<i>Ophioderma brevispina</i>)の腕の再生を阻害した濃度 ¹⁾
塩化トリフェニルスズ	6.6 µg/L	4日間の曝露期間中のヨーロッパミノー(<i>Poxinus phoxinus</i>)の稚魚に形態異常が認められた濃度 ²⁾
	15.9 µg/L	3～6日間の曝露期間中のヨーロッパミノー(<i>P. phoxinus</i>)の孵化に影響が認められた濃度 ²⁾
塩化トリフェニルスズ	3,855 µg/L	シロボヤ(<i>Styela plicata</i>)幼生の発生を阻害した濃度 ³⁾
塩化トリフェニルスズ	0.2 µg Sn/L =0.6 µg/L ^{注1)}	14日間の曝露期間中の雌ヨーロッパチヂミボラ(<i>Nucella lapillus</i>)でインポセックスが認められなかった濃度 ⁴⁾
水酸化トリフェニルスズ	3,670 µg/L	シロボヤ(<i>S. plicata</i>)幼生の発生を阻害した濃度 ³⁾
酢酸トリフェニルスズ	41 µg/L	シロボヤ(<i>S. plicata</i>)幼生の発生を阻害した濃度 ³⁾

注 1)スズの原子量を 118.69、塩化トリフェニルスズの分子量を 385.46 として換算した値
 なお、bis-酸化トリフェニルスズについても、文献の信頼性評価により信頼性が認められた報告が得られたが、環境中では塩化トリフェニルスズとして測定されているため、5.まとめには使用しなかった。

5. まとめ

水質及び底質調査の一部で検出された。水質調査において測定された最高値は、1.平成 10 年度の測定値と同じで、2.国内の過去の測定値を下回っていた。底質調査において測定された最高値は、1.平成 10 年度及び国内の過去の測定値を下回っていた。なお、平成 10 年度の水生生物及び野生生物調査の一部で検出された。水質調査で測定された最高濃度 0.004 µg/L(塩化トリフェニルスズとして記載されている)と報告されている内分泌攪乱作用を示すと疑われた水中濃度 6.6 µg/L を分類するために暫定的に比較するとその比は 0.001 未満であった。

6. 参考文献

- 1)Walsh,G.E.,L.L.McLaughlin,M.K.Louie,C.H.Deans and E.M.Lores(1986)
 Inhibition of arm regeneration by *Ophioderma brevispina*(Echinodenmata, Ophiuroidea) by tributyltin oxide and triphenyltin oxide. *Ecotoxicology and Environmental Safety*,12,95-100
- 2)Fent,K. and W.Meier(1994)Effects of triphenyltin on fish early life stages. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.*,27,224-231
- 3)Cima,F.,L.Ballarín,G.Bressa,G.Martinucci and P.Burighel(1996)Toxicity of organotin compounds on embryos of a marine invertebrate(*Styrela*

plicata;Tunicata).Ecotoxicology and Environmental Safety,35,174-182

- 4)Bryan,G.W.,P.E.Gibbs and G.R.Burt(1988)A comparison of the effectiveness of tri-n-butyltin chloride and five other organotin compounds in promoting the development of imposex in the dog-whelk *Nucella lapillus*.J.Mar.Biol.Ass.UK, Vol.68,733-744

35. トリフルラリン

使用量およびその推移

原体使用量は 196t(1998 年)で前年(212t)と比較して減少傾向であった。

環境中濃度に関する規制

環境中濃度に関する規制はない。

1. 全国一斉調査結果

1.1. 平成10年度

調査区分	調査名	検出した試料数 / 調査試料数	検出濃度範囲
水質調査	農薬等の環境残留実態調査(第一回)	0/249	ND(<0.05) μg/L
	農薬等の環境残留実態調査(第二回)	0/249	ND(<0.05) μg/L
	農薬等の環境残留実態調査(第三回)	1/249	ND(<0.05)–0.05 μg/L
	野生生物影響実態調査(コイ)	0/6	ND(<0.05) μg/L
	野生生物影響実態調査(カエル類)	0/19	ND(<0.01) μg/L
底質調査	農薬等の環境残留実態調査	0/94	ND(<10) μg/kg
	野生生物影響実態調査(コイ)	0/8	ND(<5) μg/kg
	野生生物影響実態調査(カエル類)	0/12	ND(<0.7-3.5) μg/kg
土壌調査	農薬等の環境残留実態調査	0/94	ND(<1) μg/kg
	野生生物影響実態調査(カエル類)	0/7	ND(<0.7-1.2) μg/kg
水生生物調査(魚類)	農薬等の環境残留実態調査	8/48	ND(<2)–4 μg/kg
野生生物調査	影響実態調査(コイ)	3/145	ND(<1)–11 μg/kg
	影響実態調査(ドバト)	0/31	ND(<0.5-2) μg/kg
	影響実態調査(アカネズミ)	0/30	ND(<1-2.5) μg/kg
	影響実態調査(タヌキ)	0/15	ND(<2-50) μg/kg

2. 国内の過去の測定値

調査区分	検出した試料数 / 調査試料数	検出濃度範囲
水質調査	0/30	ND(<0.009-0.02) μg/L
底質調査	0/30	ND(<0.57-2.5) μg/kg
水生生物調査(魚類)	0/30	ND(<0.47-1) μg/kg

3. 海外の汚染水域での測定値

調査区分	調査場所	検出濃度範囲
魚類調査	五大湖	ND(<3)–126 μg/kg 126 μg/kg は、1983 年ミシガン湖で採集されたコイ(Cyprinus carpio)での測定値 ¹⁾

4 . 内分泌攪乱作用を示すと疑われた結果（水中濃度）の報告（生体内試験）
内分泌攪乱作用を示すと疑われた結果（水中濃度）の報告（生体内試験）は得られなかった。

5 . まとめ

平成 10 年度の底質及び土壌調査において測定値は検出限界値未満であったが、水質、水生生物及び野生生物調査の一部で検出された。

6 . 参考文献

- 1)Camanzo,J.,C.P.Rice,D.J.Jude and R.Rossmann(1987)Organic priority pollutants in nearshore fish from 14 Lake Michigan tributaries and embayments,1983. J.Great Lake Res.,Vol.13,No.3,296-309

36. 4-n-ペンチルフェノール

使用量およびその推移

使用量に関する報告は得られなかった。

環境中濃度に関する規制

環境中濃度に関する規制はない。

1. 全国一斉調査結果

1.1. 平成11年度

調査区分	調査名	検出した試料数 / 調査試料数	検出濃度範囲
水質調査	一般水域調査（冬季）	0/170	ND(<0.01) μg/L
	建設省実態調査（夏期）	0/12	ND(<0.01) μg/L
	建設省実態調査（秋期）	2/12	ND(<0.01) - 0.03 μg/L
底質調査	一般水域調査（冬季）	0/48	ND(<1.5) μg/kg
	建設省実態調査（夏期）	0/11	ND(<1) μg/kg
	建設省実態調査（秋期）	0/11	ND(<1) μg/kg

1.2. 平成10年度

調査区分	調査名	検出した試料数 / 調査試料数	検出濃度範囲
水質調査	一般水域調査（夏季）	0/130	ND(<0.01) μg/L
	建設省実態調査（前期）	0/5	ND(<0.01) μg/L
	一般水域・重点水域調査（秋季）	0/275	ND(<0.01) μg/L
	建設省実態調査（後期）	0/5	ND(<0.01) μg/L
底質調査	一般水域調査（秋季）	0/152	ND(<5) μg/kg
	建設省実態調査（後期）	0/5	ND(<1) μg/kg
土壌調査	農薬等の環境残留実態調査	1/94	ND(<5)-15 μg/kg
水生生物調査 （魚類）	一般水域調査（秋季）	0/141	ND(<1.5) μg/kg

2. 国内の過去の測定値

国内の過去の測定値は得られなかった。

3. 海外の汚染水域での測定値

海外の汚染水域での測定値は得られなかった。

4. 内分泌攪乱作用を示すと疑われた結果（水中濃度）の報告（生体内試験）

異性体名	作用濃度	作用内容
4-t-ペンチルフェノール ^{注)}	32 µg/L	3ヶ月曝露後、成熟した雄コイ(<i>Cyprinus carpio</i>)で生殖腺指数、精小葉の直径が有意に減少した濃度 ¹⁾
	100 µg/L	30日間曝露後、遺伝的に全てが雄になるコイ(<i>C. carpio</i>)で、輸卵管が形成された濃度 ²⁾
	256 µg/L	30日間曝露後、雄コイ(<i>C. carpio</i>)の血清中ピテロジェニン値が増加した濃度 ³⁾
	320 µg/L	90日間曝露後、遺伝的に全てが雄になるコイ(<i>C. carpio</i>)で、精巢内卵が形成された濃度 ²⁾
	1,000 µg/L	90日間曝露後、遺伝的に全てが雄になるコイ(<i>C. carpio</i>)で、精子形成阻害が認められた濃度 ²⁾
	1,000 µg/L	2ヶ月間曝露後、成熟した雄コイ(<i>C. carpio</i>)で、血清中ピテロジェニン値が増加した濃度 ¹⁾

注)4-n-ペンチルフェノールに関する e 内分泌攪乱作用を示すと疑われた結果（水中濃度）の報告（生体内試験）は得られなかった。

なお、内分泌攪乱作用に関する試験管内試験の報告は得られている。

5. まとめ

底質調査における測定値は検出限界値未満であったが、水質調査の一部（建設省）で検出された。水質調査において測定された最高値は、平成10年度の測定値を上回っていた。なお、平成10年度の土壌調査の一部で検出された。

6. 参考文献

- 1) Gimeno, S., H. Komen, S. Jobling, J. Sumpter and Browmer, T. (1998) Demasculinisation of sexually mature male common carp, *Cyprinus carpio*, exposed to 4-*tert*-pentylphenol during spermatogenesis. *Aquatic Toxicology*, 43, 93-109
- 2) Gimeno, S., A. Gerritsen, T. Bowmer and H. Komen (1996) Feminization of male carp. *Nature*, Vol. 384, 221-222
- 3) Gimeno, S., H. Komen, A. G. M. Gerritsen and T. Bowmer, (1998) Feminisation of young males of the common carp, *Cyprinus carpio*, exposed to 4-*tert*-pentylphenol during sexual differentiation. *Aquatic Toxicology*, 43, 77-92

36. 4-n-ヘキシルフェノール

使用量およびその推移

使用量に関する報告は得られなかった。

環境中濃度に関する規制

環境中濃度に関する規制はない。

1. 全国一斉調査結果

1.1. 平成11年度

調査区分	調査名	検出した試料数 / 調査試料数	検出濃度範囲
水質調査	一般水域調査（冬季）	0/170	ND(<0.01) $\mu\text{g/L}$
	建設省実態調査（夏期）	0/12	ND(<0.01) $\mu\text{g/L}$
	建設省実態調査（秋期）	1/12	ND(<0.01) - 0.01 $\mu\text{g/L}$
底質調査	一般水域調査（冬季）	0/48	ND(<1.5) $\mu\text{g/kg}$
	建設省実態調査（夏期）	0/11	ND(<1) $\mu\text{g/kg}$
	建設省実態調査（秋期）	0/11	ND(<1) $\mu\text{g/kg}$

1.2. 平成10年度

調査区分	調査名	検出した試料数 / 調査試料数	検出濃度範囲
水質調査	一般水域調査（夏季）	0/130	ND(<0.01) $\mu\text{g/L}$
	建設省実態調査（前期）	0/5	ND(<0.01) $\mu\text{g/L}$
	一般水域・重点水域調査（秋季）	0/275	ND(<0.01) $\mu\text{g/L}$
	建設省実態調査（後期）	0/5	ND(<0.01) $\mu\text{g/L}$
底質調査	一般水域調査（秋季）	0/152	ND(<5) $\mu\text{g/kg}$
	建設省実態調査（後期）	0/5	ND(<1) $\mu\text{g/kg}$
土壌調査	農薬等の環境残留実態調査	0/94	ND(<5) $\mu\text{g/kg}$
水生生物調査 （魚類）	一般水域調査（秋季）	0/141	ND(<1.5) $\mu\text{g/kg}$

2. 国内の過去の測定値

国内の過去の測定値は得られなかった。

3. 海外の汚染水域での測定値

海外の汚染水域での測定値は得られなかった。

4. 内分泌攪乱作用を示すと疑われた結果（水中濃度）の報告（生体内試験）

内分泌攪乱作用を示すと疑われた結果（水中濃度）の報告（生体内試験）は得られなかった。

5. まとめ

底質調査において測定値は検出限界値未満であったが、水質調査の一部（建設省）で検出された。水質調査において測定された最高値は、1.平成10年度の測定値を上回っていた。

36. 4-n-ヘプチルフェノール

使用量およびその推移

使用量に関する報告は得られなかった。

環境中濃度に関する規制

環境中濃度に関する規制はない。

1. 全国一斉調査結果

1.1. 平成11年度

調査区分	調査名	検出した試料数 / 調査試料数	検出濃度範囲
水質調査	一般水域調査（冬季）	0/170	ND(<0.01) $\mu\text{g/L}$
	建設省実態調査（夏期）	0/12	ND(<0.01) $\mu\text{g/L}$
	建設省実態調査（秋期）	0/12	ND(<0.01) $\mu\text{g/L}$
底質調査	一般水域調査（冬季）	0/48	ND(<1.5) $\mu\text{g/kg}$
	建設省実態調査（夏期）	0/11	ND(<1) $\mu\text{g/kg}$
	建設省実態調査（秋期）	0/11	ND(<1) $\mu\text{g/kg}$

1.2. 平成10年度

調査区分	調査名	検出した試料数 / 調査試料数	検出濃度範囲
水質調査	一般水域調査（夏季）	5/130	ND(<0.01)–0.06 $\mu\text{g/L}$
	建設省実態調査（前期）	0/5	ND(<0.01) $\mu\text{g/L}$
	一般水域・重点水域調査（秋季）	3/275	ND(<0.01)–0.04 $\mu\text{g/L}$
	建設省実態調査（後期）	0/5	ND(<0.01) $\mu\text{g/L}$
底質調査	一般水域調査（秋季）	0/152	ND(<5) $\mu\text{g/kg}$
	建設省実態調査（後期）	0/5	ND(<1) $\mu\text{g/kg}$
土壌調査	農薬等の環境残留実態調査	0/94	ND(<5) $\mu\text{g/kg}$
水生生物調査 （魚類）	一般水域調査（秋季）	0/141	ND(<1.5) $\mu\text{g/kg}$

2. 国内の過去の測定値

国内の過去の測定値は得られなかった。

3. 海外の汚染水域での測定値

海外の汚染水域での測定値は得られなかった。

4. 内分泌攪乱作用を示すと疑われた結果（水中濃度）の報告（生体内試験）

内分泌攪乱作用を示すと疑われた結果（水中濃度）の報告（生体内試験）は得られなかった。なお、内分泌攪乱作用に関する試験管内試験の報告は得られている。

5. まとめ

水質及び底質調査において測定値は検出限界値未満であった。なお、平成 10 年度の水質調査において一部検出された。

36. 4-オクチルフェノール

使用量およびその推移

使用量は10,000t(1998年推定値)で前年の推定値(10,000t)と比較して横這いであった。
 環境中濃度に関する規制
 環境中濃度に関する規制はない。

1. 全国一斉調査結果

1.1. 平成11年度

調査区分	調査名	異性体名	検出した試料数 / 調査試料数	検出濃度範囲
水質調査	一般水域調査(秋季)	4-t-オクチルフェノール	28/170	ND(<0.01) - 0.61 $\mu\text{g/L}$
		4-n-オクチルフェノール	0/170	ND(<0.01) $\mu\text{g/L}$
	建設省実態調査(春期)	4-t-オクチルフェノール	8/31	ND(<0.01) - 0.06 $\mu\text{g/L}$
		4-n-オクチルフェノール	1/31	ND(<0.01) - 0.01 $\mu\text{g/L}$
	建設省実態調査(夏期)	4-t-オクチルフェノール	24/261	ND(<0.01) - 0.24 $\mu\text{g/L}$
		4-n-オクチルフェノール	0/261	ND(<0.01) $\mu\text{g/L}$
	建設省実態調査(秋期)	4-t-オクチルフェノール	18/140	ND(<0.01) - 0.48 $\mu\text{g/L}$
		4-n-オクチルフェノール	1/140	ND(<0.01) - 0.03 $\mu\text{g/L}$
建設省実態調査(冬期)	4-t-オクチルフェノール	9/31	ND(<0.01) - 0.32 $\mu\text{g/L}$	
	4-n-オクチルフェノール	0/31	ND(<0.01) $\mu\text{g/L}$	
底質調査	一般水域調査(冬季)	4-t-オクチルフェノール	25/48	ND(<1.5) - 170 $\mu\text{g/kg}$
		4-n-オクチルフェノール	0/48	ND(<1.5) $\mu\text{g/kg}$
	建設省実態調査(夏期)	4-t-オクチルフェノール	6/20	ND(<1) - 91 $\mu\text{g/kg}$
		4-n-オクチルフェノール	0/20	ND(<1) $\mu\text{g/kg}$
	建設省実態調査(秋期)	4-t-オクチルフェノール	3/11	ND(<1) - 67 $\mu\text{g/kg}$
		4-n-オクチルフェノール	0/11	ND(<1) $\mu\text{g/kg}$

1.2. 平成10年度

調査区分	調査名	異性体名	検出した試料数 / 調査試料数	検出濃度範囲
水質調査	一般水域調査（夏季）	4-t-オクチルフェノール	81/130	ND(<0.01)–1.4 μg/L
		4-n-オクチルフェノール	0/130	ND(<0.01) μg/L
	建設省実態調査（前期）	4-t-オクチルフェノール	5/256	ND(<0.1)–0.1 μg/L
		4-n-オクチルフェノール	1/256	ND(<0.1)–0.1 μg/L
	一般水域・重点水域調査（秋季）	4-t-オクチルフェノール	147/275	ND(<0.01)–13 μg/L
		4-n-オクチルフェノール	0/275	ND(<0.01) μg/L
	建設省実態調査（後期）	4-t-オクチルフェノール	2/261	ND(<0.03)–0.7 μg/L
		4-n-オクチルフェノール	0/261	ND(<0.03) μg/L
野生生物影響実態調査（カエル類）	4-t-オクチルフェノール	0/19	ND(<0.01) μg/L	
	4-n-オクチルフェノール	0/19	ND(<0.01) μg/L	
底質調査	一般水域調査（秋季）	4-t-オクチルフェノール	11/152	ND(<5)–45 μg/kg
		4-n-オクチルフェノール	0/152	ND(<5) μg/kg
	建設省実態調査（後期）	4-t-オクチルフェノール	5/20	ND(<1)–21 μg/kg
		4-n-オクチルフェノール	0/20	ND(<1) μg/kg
	野生生物影響実態調査（コイ）	4-t-オクチルフェノール	0/3	ND(<5) μg/kg
		4-n-オクチルフェノール	0/3	ND(<5) μg/kg
	野生生物影響実態調査（カエル類）	4-t-オクチルフェノール	0/12	ND(<1.9-10.5) μg/kg
		4-n-オクチルフェノール	0/12	ND(<1.9-10.5) μg/kg
土壌調査	農薬等の環境残留実態調査	4-t-オクチルフェノール	0/94	ND(<5) μg/kg
		4-n-オクチルフェノール	0/94	ND(<5) μg/kg
	野生生物影響実態調査（カエル類）	4-t-オクチルフェノール	0/7	ND(<2.2-3.6) μg/kg
		4-n-オクチルフェノール	0/7	ND(<2.2-3.6) μg/kg
水生生物調査（魚類）	一般水域調査（秋季）	4-t-オクチルフェノール	16/141	ND(<1.5)–30 μg/kg
		4-n-オクチルフェノール	0/141	ND(<1.5) μg/kg
野生生物調査	影響実態調査（コイ）	4-t-オクチルフェノール	0/145	ND(<5) μg/kg
		4-n-オクチルフェノール	0/145	ND(<5) μg/kg
	影響実態調査（ドバト）	4-t-オクチルフェノール	9/31	ND(<1.5)–5.6 μg/kg
		4-n-オクチルフェノール	0/31	ND(<1.5-2) μg/kg
	影響実態調査（アカネズミ）	4-t-オクチルフェノール	21/30	ND(<1.5)–7.2 μg/kg
		4-n-オクチルフェノール	0/30	ND(<1.5-2.5) μg/kg
	影響実態調査（タヌキ）	4-t-オクチルフェノール	6/15	ND(<1.5)–37 μg/kg
		4-n-オクチルフェノール	0/15	ND(<1.5-7) μg/kg

2. 国内の過去の測定値

調査区分	異性体名	検出した試料数 / 調査試料数	検出濃度範囲
水質調査	4-t-オキシルフェノール	0/6	ND(<0.04-1.5) µg/L
底質調査	4-t-オキシルフェノール	2/6	ND(<4-54)-4 µg/kg

3. 海外の汚染水域での測定値

調査区分	調査場所	異性体名	検出濃度範囲
水質調査	五大湖	4-t-オキシルフェノール	ND(<0.005)-0.47 µg/L 0.47 µg/L は、1994 年スペリオール湖での測定値 ¹⁾
底質調査	五大湖	4-t-オキシルフェノール	10-1,800 µg/kg 1,800 µg/kg は、1995 年オンタリオ湖での測定値 ¹⁾

4. 内分泌攪乱作用を示すと疑われた結果（水中濃度）の報告（生体内試験）

異性体名	作用濃度	作用内容
4-t-オキシルフェノール	4.8 µg/L	3 週間曝露後、成熟した雄ニジマス(<i>Oncorhynchus mykiss</i>)の血漿中にビテロジェニンが合成された濃度 ²⁾
	20 µg/L	21 日間曝露後、雄メダカ(<i>Oryzias latipes</i>)の血清中にビテロジェニンが合成された濃度 ³⁾ この雄メダカを未曝露の雌と同居させたところ、雄の生殖行動に影響が認められた濃度 ³⁾
	41 µg/L	9 日間曝露後、未成熟ニジマス(<i>O. mykiss</i>)の血漿中ビテロジェニン値が増加した濃度 ⁴⁾
	150 µg/L	4 週間の曝露後、雄グッピー(<i>Poecilia reticulata</i>)の性行動に影響を与えた濃度 ⁵⁾
	10,000 µg/L *	7 日間曝露後、シオマネキ類(<i>Uca pugilator</i>)の肝臓組織のキトビアーゼ活性を阻害した濃度 ⁶⁾
4-n-オキシルフェノール	89 µg/L	9 日間曝露後、未成熟ニジマス(<i>O. mykiss</i>)の血漿中ビテロジェニン値の増加が認められなかった濃度 ⁴⁾
4-オキシルフェノール	2.1 µg/L *	12 週間の曝露期間中のアフリカツメガエル(<i>Xenopus laevis</i>)のオタマジャクシの変態後の性比を調べたところ、雌が対照区と比較して多かった濃度 ⁷⁾
	10,000 µg/L *	7 日間曝露後、シオマネキ類(<i>U. pugilator</i>)の肝臓組織のキトビアーゼ活性を阻害した濃度 ⁸⁾
	40 µg/L **	4~5 日間の曝露期間中のオオミジンコ(<i>Daphnia magna</i>)の脱皮に影響を与えなかった濃度 ⁹⁾

* この作用濃度は信頼性がやや低かった。

** この作用濃度は信頼性が低かった。

なお、内分泌攪乱作用に関する試験管内試験の報告も得られている。

5. まとめ

水質及び底質調査の一部で検出された。水質調査において測定された 4-t-オ

クチルフェノールの最高値は、1.平成 10 年度 の測定値を下回っていた。4-n-オクチルフェノールの最高値（建設省）は、1.平成 10 年度の測定値（建設省）を下回っていた。底質調査において測定された 4-t-オクチルフェノールの最高値は、1.平成 10 年度及び 2.国内の過去の測定値を上回っていたが、3.海外の汚染水域での測定値を下回っていた。4-n-オクチルフェノールは検出限界値未満であった。なお、平成 10 年度の水生生物及び野生生物調査の一部で検出された。水質調査で測定された 4-t-オクチルフェノールの最高濃度 13 µg/L（平成 10 年度）と報告されている内分泌攪乱作用を示すと疑われた水中濃度 4.8 µg/L を分類するために暫定的に比較するとその比は 0.001 を超えていた。

6. 参考文献

- 1) Bennie, D. T., C. A. Sullivan, H.-B. Lee, T. E. Peart & R. J. Maguire (1997) Occurrence of alkylphenols and alkylphenol mono- and diethoxylates in natural waters of the Laurentian Great Lakes basin and the upper St. Lawrence River. *The Science of the Total Environment*. Vol. 193, 263-275
- 2) Jobling, S., D. Sheahan, J. A. Osborne, P. Mathiessen and J. P. Sumpter (1996) Inhibition of testicular growth in rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) exposed to estrogenic alkylphenolic chemicals. *Environ. Toxicol. Chem.*, Vol. 15, 194-202
- 3) Gronen, S., N. Denslow, S. Manning, S. Barnes, D. Barnes and M. Brouwer (1999) Serum vitellogenin levels and reproductive impairment of male Japanese medaka (*Oryzias latipes*) exposed to 4-*tert*-octylphenol. *Environmental Health Perspectives*, 107, 385-390
- 4) Pedersen, S. N., L. B. Christiansen, K. L. Pedersen, B. Korsgaard and P. Bjerregaard (1999) *In vivo* estrogenic activity of branched and linear alkylphenols in rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*). *The Science of the Total Environment*, 233, 89-96
- 5) Bayley, M., J. R. Nielsen and E. Baatrup (1999) Guppy sexual behavior as an effect biomarker of estrogen mimics. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 43, 68-73
- 6) Zou, E. and M. Fingerman (1999) Effects of exposure to diethyl phthalate, 4-*(tert)*-octylphenol, and 2,4,5-trichlorobiphenyl on activity of chitinase in the epidermis and hepatopancreas of the fiddler crab, *Uca pugilator*. *Comparative Biochemistry and Physiology Part c*, 122, 115-120
- 7) Kloas, W., I. Lutz and R. Einspanier (1999) Amphibian as a model to study endocrine disruptors: Estrogenic activity of environmental chemicals *in*

vitro and *in vivo*. *The Science of the Total Environment*, 225, 59-68

8) Zou, E. and M. Fingerman (1999) Effects of estrogenic agents on chitinase activity in the epidermis and hepatopancreas of the fiddler crab, *Uca pugilator*.

Ecotoxicology and Environmental Safety, 42, 185-190

9) Zou, E. and M. Fingerman (1997) Effects of estrogenic xenobiotics on molting of the water flea, *Daphnia magna*. *Ecotoxicology and Environmental Safety*,

38, 281-285

36. ノニルフェノール

使用量およびその推移

使用量は 20,000t(1998 年推定値)で前年の推定値 (20,000t)と比較して横這いであった。
 環境中濃度に関する規制
 環境中濃度に関する規制はない。

1. 全国一斉調査結果

1.1. 平成 11 年度

調査区分	調査名	検出した試料数 / 調査試料数	検出濃度範囲
水質調査	一般水域調査 (冬季)	45/170	ND(<0.1)–4.6 μg/L
	建設省実態調査 (春期)	13/31	ND(<0.1)–2.3 μg/L
	建設省実態調査 (夏期)	35/261	ND(<0.1)–2.0 μg/L
	建設省実態調査 (秋期)	19/140	ND(<0.1)–3.3 μg/L
	建設省実態調査 (冬期)	7/31	ND(<0.1)–2.6 μg/L
底質調査	一般水域調査 (冬季)	37/48	ND(<1.5)–12,000 μg/kg
	建設省実態調査 (夏期)	16/20	ND(<3)–2,700 μg/kg
	建設省実態調査 (秋期)	9/11	ND(<3)–1,400 μg/kg

1.2. 平成 10 年度

調査区分	調査名	検出した試料数 / 調査試料数	検出濃度範囲
水質調査	一般水域調査 (夏季)	99/130	ND(<0.05)–7.1 μg/L
	建設省実態調査 (前期)	110/256	ND(<0.1)–1.9 μg/L
	一般水域・重点水域調査 (秋季)	146/275	ND(<0.05-0.1)–21 μg/L
	建設省実態調査 (後期)	135/261	ND(<0.03)–3.0 μg/L
	野生生物影響実態調査 (カエル類)	8/19	ND(<0.1)–0.2 μg/L
底質調査	一般水域調査 (秋季)	36/152	ND(<50)–4,900 μg/kg
	建設省実態調査 (後期)	18/20	ND(<3)–880 μg/kg
	野生生物影響実態調査 (コイ)	2/3	ND(<50)–160 μg/kg
	野生生物影響実態調査 (カエル類)	2/12	ND(<19-87)–692 μg/kg
土壌調査	農薬等の環境残留実態調査	0/94	ND(<50) μg/kg
	野生生物影響実態調査 (カエル類)	0/7	ND(<22-36) μg/kg
水生生物調査 (魚類)	一般水域調査 (秋季)	42/141	ND(<15)–780 μg/kg
野生生物調査	影響実態調査 (コイ)	0/145	ND(<50) μg/kg
	影響実態調査 (ドバト)	16/31	ND(<15)–113 μg/kg
	影響実態調査 (アカネズミ)	22/30	ND(<15)–190 μg/kg
	影響実態調査 (タヌキ)	14/15	ND(<15)–2,000 μg/kg

2. 国内の過去の測定値

調査区分	検出した試料数 / 調査試料数	検出濃度範囲
水質調査	2/173	ND(<0.05-5)-0.26 µg/L
底質調査	55/161	ND(<1.4-487)-1,300 µg/kg

3. 海外の汚染水域での測定値

調査区分	調査場所	検出濃度範囲
水質調査	五大湖	ND(<0.01)-0.92 µg/L 0.92 µg/L は、1995 年オンタリオ湖での測定値 ¹⁾
底質調査	五大湖	170-72,000 µg/kg 72,000 µg/kg は、1995 年オンタリオ湖での測定値 ¹⁾

4. 内分泌攪乱作用を示すと疑われた結果 (水中濃度) の報告 (生体内試験)

異性体名	作用濃度	作用内容
4-p-ノニルフェノール	1.6 µg/L	42 日間曝露後、ファットヘッドミノール (<i>Pimephales promelas</i>) の精巣組織に異常が認められた濃度 ²⁾
ノニルフェノール	10 µg/L	72 時間曝露後、未成熟なニジマス (<i>Oncorhynchus mykiss</i>) の肝臓にビテロジェニン mRNA が誘導された濃度 ³⁾
4-ノニルフェノール	20.3 µg/L	3 週間曝露後、成熟した雄ニジマス (<i>O. mykiss</i>) の血漿中にビテロジェニン濃度が合成された濃度 ⁴⁾
4-ノニルフェノール	36 µg/L	20 日間曝露後、ユスリカ類 (<i>Chironomus tentans</i>) の卵塊に形状異常が認められた濃度 ⁵⁾
tech-4-ノニルフェノール	50 µg/L	3 ヶ月曝露後、雄メダカ (<i>Oryzias latipes</i>) の精巣内に卵細胞が形成された濃度 ⁶⁾
tech-ノニルフェノール	76 µg/L	9 日間曝露後、未成熟ニジマス (<i>O. mykiss</i>) 血漿中のビテロジェニン値が増加した濃度 ⁷⁾
tech-4-t-ノニルフェノール	100 µg/L *	3 週間曝露後、ゲンゲ類 (<i>Zoarcetes viviparus</i>) の血清中ビテロジェニン値が増加した濃度 ⁸⁾
4-n-ノニルフェノール	109 µg/L	9 日間曝露後、未成熟ニジマス (<i>O. mykiss</i>) 血漿中のビテロジェニン値の増加が認められなかった濃度 ⁷⁾
ノニルフェノール **	10 µg/L	72 時間曝露後、未成熟なニジマス (<i>O. mykiss</i>) の肝臓にビテロジェニン mRNA が誘導された濃度 ⁹⁾
ノニルフェノール **	14.14 µg/L	72 時間曝露後、未成熟なニジマス (<i>O. mykiss</i>) の肝臓にビテロジェニン mRNA を生成した濃度曲線の EC50 値 ⁹⁾
4-ノニルフェノール	22 µg/L *	12 週間の曝露期間中のアフリカツメガエル (<i>Xenopus laevis</i>) のオタマジャクシの変態後の性比を調べたところ、雌が対照区と比較して多かった濃度 ¹⁰⁾
4-n-ノニルフェノール	25 µg/L *	48 時間曝露後、オオミジンコ (<i>Daphnia magna</i>) でアンドロジェン代謝をした攪乱した濃度 ¹¹⁾
4-n-ノニルフェノール	50 µg/L *	21 日間のオオミジンコ (<i>D. magna</i>) の繁殖試験において産仔数の減少がみられた濃度 ¹¹⁾

異性体名	作用濃度	作用内容
ノニルフェノール ^{**}	50 µg/L	1 日間曝露後、未成熟なニジマス(<i>O. mykiss</i>)の肝臓にビテロジェニン mRNA が誘導された濃度 ⁹⁾
ノニルフェノール (90% <i>p</i> -NP+10% <i>O</i> -NP)	66 µg/L [*]	2 週間曝露した雄メダカ(<i>O. latipes</i>)を正常な雌と交配させたところ稚魚の孵化率が低下した濃度 ¹²⁾
4-n-ノニルフェノール	100 µg/L [*]	48 時間曝露後、オオミジンコ(<i>D. magna</i>)でテストステロン蓄積値が増加した濃度 ¹¹⁾

*この作用濃度は信頼性がやや低かった。

**この被験物質は入手先が不明であった。

なお、内分泌攪乱作用に関する試験管内試験の報告も得られている。

5. まとめ

水質及び底質調査の一部で検出された。水質調査において測定された最高値は、2.国内の過去の測定値を上回っていたが、1.平成 10 年度の測定値を下回っていた。底質調査において測定された最高値は 1.平成 10 年度及び 2.国内の過去の測定値を上回っていたが、3.海外の汚染水域での測定値を下回っていた。なお、平成 10 年度の水生生物及び野生生物調査の一部で検出された。水質調査で測定された最高濃度 21 µg/L (平成 10 年度)と報告されている内分泌攪乱作用を示すと疑われた水中濃度 1.6 µg/L を分類するために暫定的に比較するとその比は 0.001 を超えていた。

6. 参考文献

- 1) Bennie, D.T., C.A. Sullivan, H.-B. Lee, T.E. Peart and R.J. Maguire (1997) Occurrence of alkylphenols and alkylphenol mono- and diethoxylates in natural waters of the Laurentian Great Lakes basin and the upper St. Lawrence River. *The Science of the Total Environment*. Vol. 193, 263-275
- 2) Miles-Richardson, S.R., S.L. Pierens, K.M. Nichols, V.J. Kramer, E.M. Snyder, S.A. Snyder, J.A. Render, S.D. Fitzgerald and J.P. Giesy (1999) Effects of waterborne exposure to 4-nonylphenol and nonylphenol ethoxylate on secondary sex characteristics and gonads of fathead minnows (*Pimephales promelas*). *Environmental Research Section A*, 80, S122-S137
- 3) Ren, L.S.K. Lewis and J.J. Lech (1996) Effects of estrogen and nonylphenol on the post-transcriptional regulation of vitellogenin gene expression. *Chemico-Biol. Interact.* Vol. 100, 67-76
- 4) Jobling, S., D. Sheahan, J.A. Osborne, P. Mathiessen and J.P. Sumpter (1996) Inhibition of testicular growth in rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) exposed

- to estrogenic alkylphenolic chemicals. Environ.Toxicol.Chem.,Vol.15,194-202
- 5)Kahl,M.D.,E.A.Makynen,P.A.Kosian and G.T.Ankly(1997)Toxicity of 4-nonylphenol in a life-cycle test with the midge *Chironomus tentans*. Toxicology and Environmental Safety.Vol.38,155-160
 - 6)Gray,M.A.and C.D.Metcalf(1997)Induction of testis-ova in Japanese medaka (*Oryzias latipes*)exposed to p-nonylphenol. Environ.Toxicol.Chem.,Vol.16, 1082-1086
 - 7)Pedersen,S.N.,L.B.Christiansen,K.L.Pedersen,B.Korsgaard, and P.Bjerregaard (1999)*In vivo* estrogenic activity of branched and linear alkylphenols in rainbow trout(*Oncorhynchus mykiss*).The Science of the Total Environment, 233,89-96
 - 8)Krsgaard,B. and K.L.Pedersen(1998)Vitellogenin in *Zoarces viviparus*: Purification,quantification by ELISA and induction by estadiol-17 and 4-nonylphenol.Comparative Biochemistry and Physiology Part C,120,159-166
 - 9)Lech,J.J.,S.K.Lewis and L.Ren(1996)*In vivo* estrogenic activity of nonylphenol in rainbow trout.Fundament.Appl.Toxicol.,Vol.30,229-232
 - 10)Kloas,W.,Lutz,I. and R.Einspanier(1999)Amphibian as a model to study endocrine disruptors: .Estrogenic activity of environmental chemicals *in vitro* and *in vivo*.The Science of the Total Environment,225,59-68
 - 11)Baldwin,W.S.,S.E.Graham,D.Shea and G.A.LeBlanc(1997)Metabolic androgenization of female *Daphnia magna* by the xenoestrogen 4-nonylphenol. Environ.Toxicol.Chem.,Vol.16,No.9,1905-1911
 - 12)Shioda,T. and M.Wakabayashi(2000)Effect of certain chemicals on the reproduction of medaka(*Oryzias latipes*).Chemosphere, 40,239-243

37. ビスフェノールA

使用量およびその推移

使用量は320,841t(1998年)で前年(309,616t)と比較して増加傾向であった。

環境中濃度に関する規制

環境中濃度に関する規制はない。

1. 全国一斉調査結果

1.1. 平成11年度

調査区分	調査名	検出した試料数 / 調査試料数	検出濃度範囲
水質調査	一般水域調査(冬季)	80/170	ND(<0.01) - 0.71 µg/L
	建設省実態調査(春期)	18/31	ND(<0.01) - 0.27 µg/L
	建設省実態調査(夏期)	115/261	ND(<0.01) - 0.64 µg/L
	建設省実態調査(秋期)	63/140	ND(<0.01) - 0.65 µg/L
	建設省実態調査(冬期)	25/31	ND(<0.01) - 1.81 µg/L
底質調査	一般水域調査(冬季)	25/48	ND(<5) - 270 µg/kg
	建設省実態調査(夏期)	17/20	ND(<0.2) - 89 µg/kg
	建設省実態調査(秋期)	9/11	ND(<0.2) - 26 µg/kg

1.2. 平成10年度

調査区分	調査名	検出した試料数 / 調査試料数	検出濃度範囲
水質調査	一般水域調査(夏季)	88/130	ND(<0.01)-0.94 µg/L
	建設省実態調査(前期)	147/256	ND(<0.01)-1.4 µg/L
	一般水域・重点水域調査(秋季)	167/275	ND(<0.01)-1.7 µg/L
	建設省実態調査(後期)	109/261	ND(<0.01)-1.3 µg/L
	野生生物影響実態調査(カエル類)	4/19	ND(<0.01)-0.03 µg/L
底質調査	一般水域調査(秋季)	55/152	ND(<5)-67 µg/kg
	建設省実態調査(後期)	19/20	ND(<0.2)-11.0 µg/kg
	野生生物影響実態調査(コイ)	0/3	ND(<5) µg/kg
	野生生物影響実態調査(カエル類)	4/12	ND(<10-35)-152 µg/kg
土壌調査	農薬等の環境残留実態調査	2/94	ND(<5)-2,700 µg/kg
	野生生物影響実態調査(カエル類)	0/7	ND(<10-15) µg/kg
水生生物調査 (魚類)	一般水域調査(秋季)	8/141	ND(<5)-15 µg/kg
野生生物調査	影響実態調査(コイ)	0/145	ND(<5) µg/kg
	影響実態調査(ドバト)	1/31	ND(<20-80)-48 µg/kg
	影響実態調査(アカネズミ)	1/30	ND(<40-100)-42 µg/kg
	影響実態調査(タヌキ)	0/15	ND(<20-320) µg/kg

2. 国内の過去の測定値

調査区分	検出した試料数 / 調査試料数	検出濃度範囲
水質調査	42/225	ND(<0.005-0.1)–0.268 µg/L
底質調査	95/215	ND(<0.2-13)–600 µg/kg
大気調査	0/18	ND(0.81-24)ng/m ³
水生生物調査(魚類)	24/169	ND(<0.5-20.4)–287.3 µg/kg

3. 海外の汚染水域での測定値

海外の汚染水域での測定値は得られなかった。

4. 内分泌攪乱作用を示すと疑われた結果(水中濃度)の報告(生体内試験)

作用濃度	作用内容
23 µg/L *	12 週間の曝露期間中のアフリカツメガエル(<i>Xenopus laevis</i>)のオタマジャクシの変態後の性比を調べたところ、雌が対照区と比較して多かった濃度 ¹⁾
2,283 µg/L *	2 週間曝露した雄メダカ(<i>Oryzias latipes</i>)を正常な雌と交配させたところ、産卵数、稚魚の孵化率が減少した濃度 ²⁾
3,160 µg/L	21 日間曝露後、オオミジンコ(<i>Daphnia magna</i>)の生殖、脱皮に影響を与えなかった濃度 ³⁾

*この作用濃度は信頼性がやや低かった。

なお、内分泌攪乱作用に関する試験管内試験の報告は得られている。

5. まとめ

水質及び底質調査の一部で検出された。水質調査において測定された最高値(建設省)は、1.平成 10 年度及び 2.国内の過去の測定値を上回っていた。底質調査において測定された最高値は、1.平成 10 年度の測定値を上回っていたが、2.国内の過去の測定値を下回っていた。なお、平成 10 年度の土壌、水生生物及び野生生物調査の一部で検出された。

6. 参考文献

- 1)Kloas,W.,I.Lutz and R.Einspanier(1999)Amphibian as a model to study endocrine disruptors: .Estrogenic activity of environmental chemicals *in vitro* and *in vivo*.The Science of the Total Environment,225,59-68
- 2)Shioda,S. and M.Wakabayashi(2000)Effect of certain chemicals on the reproduction of medaka(*Oryzias latipes*).Chemosphere,40,239-243
- 3)Casper,N.(1998)No estrogenic effects of bisphenol A in *Daphnia magna* STRAUS.. Bull.Environ.Contam.Toxicol,61,143-148

38. フタル酸ジ-2-エチルヘキシル

使用量およびその推移

使用量は266,923t(1998年)で前年(318,857t)と比較して減少傾向であった。

環境中濃度に関する規制

0.06mg/L (要監視項目、環境基準(水質):環境基本法、監視項目(指針値):水道法)

1. 全国一斉調査結果

1.1. 平成11年度

調査区分	調査名	検出した試料数 / 調査試料数	検出濃度範囲
水質調査	一般水域調査(冬季)	46/170	ND(<0.01)–6.6 μg/L
	建設省実態調査(春期)	19/31	ND(<0.2)–2.1 μg/L
	建設省実態調査(夏期)	66/261	ND(<0.2)–2.4 μg/L
	建設省実態調査(秋期)	50/140	ND(<0.2)–1.3 μg/L
	建設省実態調査(冬期)	8/31	ND(<0.2)–2.1 μg/L
底質調査	一般水域調査(冬季)	41/48	ND(<25)–22,000 μg/kg
	建設省実態調査(夏期)	17/20	ND(<25)–2,900 μg/kg
	建設省実態調査(秋期)	8/11	ND(<25)–700 μg/kg
大気調査	大気環境分析調査	19/20	ND(<4.2) - 34 ng/m ³

1.2. 平成10年度

調査区分	調査名	検出した試料数 / 調査試料数	検出濃度範囲
水質調査	一般水域調査(夏季)	71/130	ND(<0.3)–9.9 μg/L
	建設省実態調査(前期)	131/256	ND(<0.2)–9.4 μg/L
	一般水域・重点水域調査(秋季)	65/275	ND(<0.3-0.5)–4.9 μg/L
	建設省実態調査(後期)	96/261	ND(<0.2)–4.8 μg/L
	野生生物影響実態調査(加II類)	0/19	ND(<0.5) μg/L
底質調査	一般水域調査(秋季)	125/152	ND(<25)–210,000 μg/kg
	建設省実態調査(後期)	19/20	ND(<25)–3,400 μg/kg
	野生生物影響実態調査(コイ)	3/3	36–320 μg/kg
	野生生物影響実態調査(加II類)	9/12	ND(<45-145)–1,766 μg/kg
土壌調査	農薬等の環境残留実態調査	53/94	ND(<10)–335 μg/kg
	野生生物影響実態調査(加II類)	2/7	ND(<37-60)–929 μg/kg
大気調査	大気環境分析調査	61/178	ND(<33)–360ng/m ³
水生生物調査 (魚類)	一般水域調査(秋季)	30/141	ND(<25)–190 μg/kg

調査区分	調査名	検出した試料数 / 調査試料数	検出濃度範囲
野生生物	影響実態調査（コイ）	88/145	ND(<25)–260 µg/kg
	影響実態調査（ドバト）	3/31	ND(<100-400)–3,290 µg/kg
	影響実態調査（アカネズミ）	2/30	ND(<200-500)–390 µg/kg
	影響実態調査（タヌキ）	10/15	ND(<40-640)–363,000 µg/kg

2. 国内の過去の測定値

調査区分	検出した試料数 / 調査試料数	検出濃度範囲
水質調査	268/568	ND(<0.01-3.9)–15 µg/L
底質調査	289/451	ND(<2-6,600)–22,000 µg/kg
大気調査	70/80	ND(<2-50)–790ng/m ³
水生生物調査（魚類）	112/1,018	ND(<0.8-2,800)–19,000 µg/kg
水生生物調査（貝類）	8/246	ND(<100-500)–1,600 µg/kg
水生生物調査（鳥類）	0/91	ND(<100-500) µg/kg

3. 海外の汚染水域での測定値

調査区分	調査場所	検出濃度範囲
魚類調査	五大湖	ND(不明)–940 µg/kg 940 µg/kg は、1983 年ミシガン湖で採集されたカワカマス類 Northern pike(<i>Esox lucius</i>)での測定値 ¹⁾

4. 内分泌攪乱作用を示すと疑われた結果（水中濃度）の報告(生体内試験)

作用濃度	作用内容
391 µg/L *	2 週間曝露した雄メダカ(<i>Oryzias latipes</i>)を正常な雌と交配させたところ、影響が認められなかった濃度 ²⁾

*この作用濃度は信頼性がやや低かった。

なお、内分泌攪乱作用に関する試験管内試験の報告は得られている。

5. まとめ

水質、底質及び大気調査の一部で検出された。水質及び大気調査で測定された最高値は、1.平成 10 年度及び 2.国内の過去の測定値を下回っていた。底質調査で測定された最高値は 2.国内の過去の測定値と同じで、1.平成 10 年度の測定値を下回っていた。なお、平成 10 年度の土壌、水生生物及び野生生物調査の一部で検出された。

6. 参考文献

1)Camanzo,J.,C.P.Rice,D.J.Jude and R.Rossmann(1987)Organic priority

pollutants in nearshore fish from 14 Lake Michigan tributaries and embayments, 1983. *J. Great Lakes Res.*, Vol. 13, No. 3, 296-309

2) Shioda, S. and M. Wakabayashi (2000) Effect of certain chemicals on the reproduction of medaka (*Oryzias latipes*). *Chemosphere*, 40, 239-243

39. フタル酸ブチルベンジル

使用量およびその推移

使用量は2,000t(1998年推定値)で前年(2,000t推定値)と比較して横這いであった。

環境中濃度に関する規制

環境中濃度に関する規制はない。

1. 全国一斉調査結果

1.1. 平成11年度

調査区分	調査名	検出した試料数 / 調査試料数	検出濃度範囲
水質調査	一般水域調査(冬季)	0/170	ND(<0.1) μg/L
	建設省実態調査(春期)	0/31	ND(<0.2) μg/L
	建設省実態調査(夏期)	0/261	ND(<0.2) μg/L
	建設省実態調査(秋期)	0/140	ND(<0.2) μg/L
	建設省実態調査(冬期)	0/31	ND(<0.2) μg/L
底質調査	一般水域調査(冬季)	24/48	ND(<10) - 270 μg/kg
	建設省実態調査(夏期)	1/20	ND(<10) - 30 μg/kg
	建設省実態調査(秋期)	0/11	ND(<10) μg/kg
大気調査	大気環境分析調査	13/20	ND(<1.1) - 3.5ng/m ³

1.2. 平成10年度

調査区分	調査名	検出した試料数 / 調査試料数	検出濃度範囲
水質調査	一般水域調査(夏季)	0/130	ND(<0.1) μg/L
	建設省実態調査(前期)	3/256	ND(<0.2)-1.0 μg/L
	一般水域・重点水域調査(秋季)	1/275	ND(<0.1)-0.1 μg/L
	建設省実態調査(後期)	3/261	ND(<0.2)-3.1 μg/L
	野生生物影響実態調査(カエル類)	0/19	ND(<0.2) μg/L
底質調査	一般水域調査(秋季)	10/152	ND(<10)-1,400 μg/kg
	建設省実態調査(後期)	4/20	ND(<10)-14 μg/kg
	野生生物影響実態調査(コイ)	0/3	ND(<10) μg/kg
	野生生物影響実態調査(カエル類)	0/12	ND(<13-70) μg/kg
土壌調査	農薬等の環境残留実態調査	8/94	ND(<10)-599 μg/kg
	野生生物影響実態調査(カエル類)	0/7	ND(<15-24) μg/kg
大気調査	大気環境分析調査	47/178	ND(<0.72)-5.5ng/m ³
水生生物調査 (魚類)	一般水域調査(秋季)	3/141	ND(<10)-35 μg/kg
野生生物	影響実態調査(コイ)	0/145	ND(<10) μg/kg
	影響実態調査(ドバト)	0/31	ND(<40-160) μg/kg
	影響実態調査(アカネズミ)	0/30	ND(<80-200) μg/kg
	影響実態調査(タヌキ)	0/15	ND(<40-640) μg/kg

2. 国内の過去の測定値

調査区分	検出した試料数 / 調査試料数	検出濃度範囲
水質調査	0/27	ND(<0.08-0.1) $\mu\text{g/L}$
底質調査	2/27	ND(<4-10)-16 $\mu\text{g/kg}$

3. 海外の汚染水域での測定値

海外の汚染水域での測定値は得られなかった。

4. 内分泌攪乱作用を示すと疑われた結果（水中濃度）の報告(生体内試験)

内分泌攪乱作用を示すと疑われた結果（水中濃度）の報告(生体内試験)は得られなかった。なお、内分泌攪乱作用に関する試験管内試験の報告は得られている。

5. まとめ

底質及び大気調査の一部で検出されたが、水質調査における測定値は検出限界値未満であった。底質調査で測定された最高値は、2.国内の過去の測定値を上回っていたが、1.平成10年度の測定値を下回っていた。大気調査で測定された最高値は1.平成10年度の測定値を下回っていた。なお、平成10年度の水質、土壌及び水生生物調査の一部で検出された。

40. フタル酸ジ-n-ブチル

使用量およびその推移

使用量は 11,769t(1998 年)で前年 (17,794t)と比較して減少傾向であった。

環境中濃度に関する規制

環境中濃度に関する規制はない。

1. 全国一斉調査結果

1.1. 平成 11 年度

調査区分	調査名	検出した試料数 / 調査試料数	検出濃度範囲
水質調査	一般水域調査 (冬季)	7/170	ND(<0.3) - 1.1 μg/L
	建設省実態調査 (春期)	12/31	ND(<0.2) - 1.2 μg/L
	建設省実態調査 (夏期)	28/261	ND(<0.2) - 0.6 μg/L
	建設省実態調査 (秋期)	14/140	ND(<0.2) - 0.4 μg/L
	建設省実態調査 (冬期)	2/31	ND(<0.2) - 0.3 μg/L
底質調査	建設省実態調査 (夏期)	4/20	ND(<25) - 110 μg/kg
	建設省実態調査 (秋期)	2/11	ND(<25) - 40 μg/kg
	一般水域調査 (冬季)	17/48	ND(<25) - 810 μg/kg
大気調査	大気環境分析調査	20/20	6.0 - 63ng/m ³

1.2. 平成 10 年度

調査区分	調査名	検出した試料数 / 調査試料数	検出濃度範囲
水質調査	一般水域調査 (夏季)	9/130	ND(<0.3)-2.3 μg/L
	建設省実態調査 (前期)	69/256	ND(<0.2)-1.3 μg/L
	一般水域・重点水域調査 (秋季)	14/275	ND(<0.3)-1.9 μg/L
	建設省実態調査 (後期)	39/261	ND(<0.2)-0.8 μg/L
	野生生物影響実態調査 (カエル類)	0/19	ND(<0.5) μg/L
底質調査	一般水域調査 (秋季)	67/152	ND(<25)-2,000 μg/kg
	建設省実態調査 (後期)	6/20	ND(<25)-100 μg/kg
	野生生物影響実態調査 (コイ)	2/3	ND(<25)-37 μg/kg
	野生生物影響実態調査 (カエル類)	0/12	ND(<33-175) μg/kg
土壌調査	農薬等の環境残留実態調査	48/94	ND(<10)-816 μg/kg
	野生生物影響実態調査 (カエル類)	1/7	ND(<37-50)-99 μg/kg
大気調査	大気環境分析調査	86/178	ND(<20)-160ng/m ³
水生生物調査 (魚類)	一般水域調査 (秋季)	0/141	ND(<25) μg/kg
野生生物	影響実態調査 (コイ)	27/145	ND(<25)-79 μg/kg
	影響実態調査 (ドバト)	0/31	ND(<100-400) μg/kg
	影響実態調査 (アカネズミ)	0/30	ND(<200-500) μg/kg
	影響実態調査 (タヌキ)	0/15	ND(<100-1,600) μg/kg

2. 国内の過去の測定値

調査区分	検出した試料数 / 調査試料数	検出濃度範囲
水質調査	336/568	ND(<0.01-40)–36 µg/L
底質調査	203/448	ND(<1-2,900)–2,300 µg/kg
大気調査	66/78	ND(<5-70)–370ng/m ³
水生生物調査（魚類）	119/1,024	ND(<10-1,110)–1,950 µg/kg
水生生物調査（貝類）	8/246	ND(<100-500)–300 µg/kg
水生生物調査（鳥類）	0/96	ND(<100-500) µg/kg

3. 海外の汚染水域での測定値

海外の汚染水域での測定値は得られなかった。

4. 内分泌攪乱作用を示すと疑われた結果（水中濃度）の報告(生体内試験)

作用濃度	作用内容
920 µg/L	16 日間の曝露期間中のオオミジンコ(<i>Daphnia magna</i>)で産仔数の減少が認められた濃度 ¹⁾
970 µg/L	14 日間曝露後のファットヘッドミノー(<i>Pimephales promelas</i>)の孵化及び稚魚の生残に影響を与えた濃度 ¹⁾
1,000 µg/L	21 日間の曝露期間中のオオミジンコ(<i>D. magna</i>)の生殖を阻害した濃度 ²⁾
1,740 µg/L	14 日間曝露後のファットヘッドミノー(<i>P. promelas</i>)の胚の生残率が減少した濃度 ¹⁾

なお、内分泌攪乱作用に関する試験管内試験の報告も得られている。

5. まとめ

水質及び底質調査の一部で検出された。大気調査においては何れの試料からも検出された。水質（建設省）、底質及び大気調査において測定された最高値は 1.平成 10 年度及び 2.国内の過去の測定値を下回っていた。なお、平成 10 年度の土壌及び野生生物調査で検出された。水質調査で測定された最高濃度 2.3 µg/L（平成 10 年度）と報告されている内分泌攪乱作用を示すと疑われた水中濃度 920 µg/L を分類するために暫定的に比較するとその比は 0.001 を超えていた。

6. 参考文献

- 1)McCarthy,J.F.and D.K.Whitmore(1985)Chronic toxicity of di-n-butyl and di-n-octyl phthalate to *Daphnia magna* and the fathead minnow. Environ.Toxicol.Chem., Vol.4,167-179
- 2)Huag,G.L.,H.W.Sun and Z.H.Song(1999)Interactions between dibutyl phthalate and aquatic organisms.Bull.Environ.Contam.Toxicol.,63,759-765

41. フタル酸ジシクロヘキシル

使用量およびその推移

使用量は100t(1998年)で前年(100t)と比較して横這いであった。

環境中濃度に関する規制

環境中濃度に関する規制はない。

1. 全国一斉調査結果

1.1. 平成11年度

調査区分	調査名	検出した試料数 / 調査試料数	検出濃度範囲
水質調査	一般水域調査(冬季)	0/170	ND(<0.1) μg/L
	建設省実態調査(夏期)	0/12	ND(<0.2) μg/L
	建設省実態調査(秋期)	0/12	ND(<0.2) μg/L
底質調査	一般水域調査(冬季)	3/48	ND(<10) - 16 μg/kg
	建設省実態調査(夏期)	0/11	ND(<10) μg/kg
	建設省実態調査(秋期)	0/11	ND(<10) μg/kg
大気調査	大気環境分析調査	0/20	ND(<0.77)ng/m ³

1.2. 平成10年度

調査区分	調査名	検出した試料数 / 調査試料数	検出濃度範囲
水質調査	一般水域調査(夏季)	0/130	ND(<0.1) μg/L
	建設省実態調査(前期)	0/5	ND(<0.2) μg/L
	一般水域・重点水域調査(秋季)	0/275	ND(<0.1) μg/L
	建設省実態調査(後期)	0/5	ND(<0.2) μg/L
底質調査	一般水域調査(秋季)	4/152	ND(<10)-170 μg/kg
	建設省実態調査(後期)	0/5	ND(<10) μg/kg
土壌調査	農薬等の環境残留実態調査	0/94	ND(<10) μg/kg
大気調査	大気環境分析調査	7/178	ND(<0.38)-4.9ng/m ³
水生生物調査 (魚類)	一般水域調査(秋季)	0/141	ND(<10) μg/kg

2. 国内の過去の測定値

調査区分	検出した試料数 / 調査試料数	検出濃度範囲
水質調査	0/27	ND(<0.1-0.4) μg/L
底質調査	0/27	ND(<10-50) μg/kg

3. 海外の汚染水域での測定値

海外の汚染水域での測定値は得られなかった。

4. 内分泌攪乱作用を示すと疑われた結果（水中濃度）の報告(生体内試験)
内分泌攪乱作用を示すと疑われた結果（水中濃度）の報告(生体内試験)は得られ
なかった。

5. **まとめ**

水質及び大気調査における測定値は検出限界値未満であったが、底質調査の一部
で検出された。底質調査で測定された最高値は、1.平成 10 年度の測定値を下回
っていた。なお、平成 10 年度の大気調査において一部で検出された。

42. フタル酸ジエチル

使用量およびその推移

使用量は700t(1998年)で前年(700t)と比較して横這いであった。

環境中濃度に関する規制

環境中濃度に関する規制はない。

1. 全国一斉調査結果

1.1. 平成11年度

調査区分	調査名	検出した試料数 / 調査試料数	検出濃度範囲
水質調査	一般水域調査(冬季)	5/170	ND(<0.1)-0.7 μg/kg
	建設省実態調査(夏期)	0/12	ND(<0.2) μg/L
	建設省実態調査(秋期)	0/12	ND(<0.2) μg/L
底質調査	一般水域調査(冬季)	0/48	ND(<10) μg/kg
	建設省実態調査(夏期)	0/11	ND(<10) μg/kg
	建設省実態調査(秋期)	1/11	ND(<10) - 18 μg/kg
大気調査	大気環境分析調査	20/20	1.0-6.5 ng/m ³

1.2. 平成10年度

調査区分	調査名	検出した試料数 / 調査試料数	検出濃度範囲
水質調査	一般水域調査(夏季)	5/130	ND(<0.1)-1.1 μg/L
	建設省実態調査(前期)	0/5	ND(<0.2) μg/L
	一般水域・重点水域調査(秋季)	4/275	ND(<0.1)-0.3 μg/L
	建設省実態調査(後期)	0/5	ND(<0.2) μg/L
	野生生物影響実態調査(コイ)	0/3	ND(<0.2) μg/L
	野生生物影響実態調査(カエル類)	0/19	ND(<0.2) μg/L
底質調査	一般水域調査(秋季)	1/152	ND(<10)-22 μg/kg
	建設省実態調査(後期)	0/5	ND(<10) μg/kg
	野生生物影響実態調査(コイ)	0/3	ND(<10) μg/kg
	野生生物影響実態調査(カエル類)	0/12	ND(<13-70) μg/kg
土壌調査	農薬等の環境残留実態調査	0/94	ND(<10) μg/kg
	野生生物影響実態調査(カエル類)	0/7	ND(<15-24) μg/kg
大気調査	大気環境分析調査	82/178	ND(<1.7)-18ng/m ³
水生生物調査 (魚類)	一般水域調査(秋季)	0/141	ND(<10) μg/kg
野生生物	影響実態調査(コイ)	0/145	ND(<10) μg/kg
	影響実態調査(ドバト)	0/31	ND(<40-160) μg/kg
	影響実態調査(アカネズミ)	0/30	ND(<80-200) μg/kg
	影響実態調査(タヌキ)	0/15	ND(<40-640) μg/kg

2. 国内の過去の測定値

調査区分	検出した試料数 / 調査試料数	検出濃度範囲
水質調査	0/27	ND(<0.1-2) $\mu\text{g/L}$
底質調査	0/27	ND(<6-20) $\mu\text{g/kg}$

3. 海外の汚染水域での測定値

海外の汚染水域での測定値は得られなかった。

4. 内分泌攪乱作用を示すと疑われた結果（水中濃度）の報告(生体内試験)

作用濃度	作用内容
22,400 $\mu\text{g/L}$ *	5～7日間の曝露期間中のオオミジンコ(<i>Daphnia magna</i>)の脱皮に影響を与えた濃度 ¹⁾
50,000 $\mu\text{g/L}$ **	7日間曝露後、シオマネキ類(<i>Uca pugnator</i>)の上皮及び肝膵臓組織のキトビアーゼ活性を阻害した濃度 ²⁾

*この作用濃度は信頼性が低かった。

**この作用濃度は信頼性がやや低かった。

なお、内分泌攪乱作用に関する試験管内試験の報告は得られている。

5. まとめ

水質及び底質調査（建設省）の一部で検出された。大気調査においては何れの試料からも検出された。水質、底質（建設省）及び大気調査において測定された最高値は、1.平成10年度の測定値を下回っていた。

6. 参考文献

1) Zou, E. and M. Fingerman (1997) Effects of estrogenic xenobiotics on molting of the water flea, *Daphnia magna*. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 38, 281-285

2) Zou, E. and M. Fingerman (1999) Effects of exposure to diethyl phthalate, 4-(tert)-octylphenol, and 2,4,5-trichlorobiphenyl on activity of chitinase in the epidermis and hepatopancreas of the fiddler crab, *Uca pugnator*. *Comparative Biochemistry and Physiology, Part c*, 122, 115-120

43. ベンゾ(a)ピレン

使用量およびその推移

非意図的生成物

環境中濃度に関する規制

環境中濃度に関する規制はない。

1. 全国一斉調査結果

1.1. 平成11年度

調査区分	調査名	検出した試料数 / 調査試料数	検出濃度範囲
水質調査	一般水域調査（冬季）	0/170	ND(<0.01) $\mu\text{g/L}$
	建設省実態調査（夏期）	0/12	ND(<0.01) $\mu\text{g/L}$
	建設省実態調査（秋期）	0/12	ND(<0.01) $\mu\text{g/L}$
底質調査	一般水域調査（冬季）	44/48	ND(<1) - 890 $\mu\text{g/kg}$
	建設省実態調査（夏期）	6/11	ND(<1) - 27 $\mu\text{g/kg}$
	建設省実態調査（秋期）	5/11	ND(<1) - 170 $\mu\text{g/kg}$

1.2. 平成10年度

調査区分	調査名	検出した試料数 / 調査試料数	検出濃度範囲
水質調査	一般水域調査（夏季）	0/130	ND(<0.01) $\mu\text{g/L}$
	建設省実態調査（前期）	0/5	ND(<0.01) $\mu\text{g/L}$
	一般水域・重点水域調査（秋季）	8/275	ND(<0.01)–0.02 $\mu\text{g/L}$
	建設省実態調査（後期）	0/5	ND(<0.01) $\mu\text{g/L}$
	野生生物影響実態調査（コイ）	0/3	ND(<0.01) $\mu\text{g/L}$
	野生生物影響実態調査（カエル類）	0/19	ND(<0.01) $\mu\text{g/L}$
底質調査	一般水域調査（秋季）	122/152	ND(<1)–3,800 $\mu\text{g/kg}$
	建設省実態調査（後期）	4/5	ND(<1)–39 $\mu\text{g/kg}$
	野生生物影響実態調査（コイ）	3/3	1–45 $\mu\text{g/kg}$
	野生生物影響実態調査（カエル類）	11/12	ND(<5)–341 $\mu\text{g/kg}$
土壌調査	農薬等の環境残留実態調査	0/94	ND(<5) $\mu\text{g/kg}$
	野生生物影響実態調査（カエル類）	7/7	70–258 $\mu\text{g/kg}$
大気調査	大気環境分析調査	198/198	0.021–2.4 ng/m^3
水生生物調査 （魚類）	一般水域調査（秋季）	0/141	ND(<2) $\mu\text{g/kg}$

調査区分	調査名	検出した試料数 / 調査試料数	検出濃度範囲
野生生物調査	影響実態調査（コイ）	0/145	ND(<1) $\mu\text{g/kg}$
	影響実態調査（カエル類）	0/80	ND(<2-5) $\mu\text{g/kg}$
	影響実態調査（クジラ類）	0/26	ND(<5) $\mu\text{g/kg}$
	影響実態調査（アザラシ類）	0/19	ND(<5) $\mu\text{g/kg}$
	影響実態調査（ドバト）	0/32	ND(<2) $\mu\text{g/kg}$
	影響実態調査（トビ）	0/26	ND(<2) $\mu\text{g/kg}$
	影響実態調査（シマフクロウ）	0/5	ND(<2) $\mu\text{g/kg}$
	影響実態調査（猛禽類）	0/30	ND(<2-10) $\mu\text{g/kg}$
	影響実態調査（アカネズミ）	0/30	ND(<2-4) $\mu\text{g/kg}$
	影響実態調査（ニホンザル）	0/41	ND(<2-4) $\mu\text{g/kg}$
	影響実態調査（クマ類）	0/17	ND(<2-5) $\mu\text{g/kg}$
	影響実態調査（タヌキ）	0/15	ND(<2-8) $\mu\text{g/kg}$

2. 国内の過去の測定値

調査区分	検出した試料数 / 調査試料数	検出濃度範囲
水質調査	1/306	ND(<0.002-1)-0.017 $\mu\text{g/L}$
底質調査	256/309	ND(<0.1-300)-3,700 $\mu\text{g/kg}$
大気調査	36/39	ND(<0.02-0.3)-6.37ng/m ³
水生生物調査（魚類）	1/167	ND(<0.3-230)-8 $\mu\text{g/kg}$

3. 海外の汚染水域での測定値

調査区分	調査場所	検出濃度範囲
底質調査	五大湖	31.7-64.0 $\mu\text{g/kg}$ 64.0 $\mu\text{g/kg}$ は、1986年スペリオール湖での測定値 ¹⁾

4. 内分泌攪乱作用を示すと疑われた結果（水中濃度）の報告(生体内試験)
内分泌攪乱作用を示すと疑われた結果（水中濃度）の報告は得られなかった。

5. まとめ

底質調査の一部で検出されたが、水質調査における測定値は検出限界値未満であった。底質調査において測定された最高値は、3.海外の汚染水域での測定値を上回っていたが、1.平成10年度及び2.国内の過去の測定値を下回っていた。なお、平成10年度の水質、土壌及び大気調査で検出された。

6. 参考文献

- 1) Baker, J. E. and S. J. Eisenreich(1989) PCBs and PAHs as tracers of particulate dynamics in large lakes. J. Great Lake Res., Vol.15, No.1, 84-103

44. 2,4-ジクロロフェノール

使用量およびその推移

使用量に関する報告は得られなかった。

環境中濃度に関する規制

環境中濃度に関する規制はない。

1. 全国一斉調査結果

1.1. 平成11年度

調査区分	調査名	検出した試料数 / 調査試料数	検出濃度範囲
水質調査	一般水域調査（冬季）	25/170	ND(<0.01) - 0.07 $\mu\text{g/L}$
	建設省実態調査（夏期）	2/12	ND(<0.01) - 0.05 $\mu\text{g/L}$
	建設省実態調査（秋期）	2/12	ND(<0.01) - 0.07 $\mu\text{g/L}$
底質調査	一般水域調査（冬季）	0/48	ND(<1) $\mu\text{g/kg}$
	建設省実態調査（夏期）	0/11	ND(<1) $\mu\text{g/kg}$
	建設省実態調査（秋期）	0/11	ND(<1) $\mu\text{g/kg}$

1.2. 平成10年度

調査区分	調査名	検出した試料数 / 調査試料数	検出濃度範囲
水質調査	一般水域調査（夏季）	15/130	ND(<0.01)–0.20 $\mu\text{g/L}$
	建設省実態調査（前期）	1/5	ND(<0.01)–0.01 $\mu\text{g/L}$
	一般水域・重点水域調査（秋季）	23/275	ND(<0.01)–0.05 $\mu\text{g/L}$
	建設省実態調査（後期）	0/5	ND(<0.01) $\mu\text{g/L}$
底質調査	一般水域調査（秋季）	4/152	ND(<5)–230 $\mu\text{g/kg}$
	建設省実態調査（後期）	0/5	ND(<1) $\mu\text{g/kg}$
土壌調査	農薬等の環境残留実態調査	0/94	ND(<5) $\mu\text{g/kg}$
水生生物調査 （魚類）	一般水域調査（秋季）	1/141	ND(<1.5)–1.6 $\mu\text{g/kg}$

2. 国内の過去の測定値

調査区分	検出した試料数 / 調査試料数	検出濃度範囲
水質調査	0/57	ND(<0.02-40) $\mu\text{g/L}$
底質調査	0/57	ND(<3-4,000) $\mu\text{g/kg}$
大気調査	0/18	ND(0.5-10) ng/m^3

3. 海外の汚染水域での測定値

海外の汚染水域での測定値は得られなかった。

4. 内分泌攪乱作用を示すと疑われた結果（水中濃度）の報告(生体内試験)

作用濃度	作用内容
1,550 $\mu\text{g/L}$	14 日間曝露後、オオミジンコ(<i>Daphnia magna</i>)で胎仔数と産仔数に有意な減少が認められた濃度 ¹⁾

5. まとめ

底質調査における測定値は検出限界値未満であったが、水質調査の一部で検出された。水質調査において測定された最高値は 1.平成 10 年度の測定値を下回っていた。なお、平成 10 年度の底質及び水生生物調査の一部で検出された。水質調査で測定された最高濃度 0.20 $\mu\text{g/L}$ （平成 10 年度）と内分泌攪乱作用を示すと疑われた水中濃度 1,550 $\mu\text{g/L}$ を分類するために暫定的に比較するとその比は 0.001 未満であった。

6. 参考文献

- 1)Gersich,F.M. and D.P.Milazzo(1990)Evaluation of a 14-day static renewal toxicity test with *Daphnia magna* STRAUS.Arch.Environ.Contam. Toxicol.,Vol.19, No.1, 72-76

45. アジピン酸ジ-2-エチルヘキシル

使用量およびその推移

アジピン酸系可塑剤の使用量は 30,442t(1998 年)で前年(33,282t)と比較して減少傾向であった。アジピン酸ジ-2-エチルヘキシルの生産量が不明のため、比較はできなかった。

環境中濃度に関する規制

環境中濃度に関する規制はない。

1. 全国一斉調査結果

1.1. 平成11年度

調査区分	調査名	検出した試料数 / 調査試料数	検出濃度範囲
水質調査	一般水域調査(冬季)	0/170	ND(<0.01) μg/L
	建設省実態調査(春期)	1/31	ND(<0.01) - 0.01 μg/L
	建設省実態調査(夏期)	21/261	ND(<0.01) - 0.05 μg/L
	建設省実態調査(秋期)	18/140	ND(<0.01) - 0.03 μg/L
	建設省実態調査(冬期)	6/31	ND(<0.01) - 0.04 μg/L
底質調査	一般水域調査(冬季)	5/48	ND(<10) - 34 μg/kg
	建設省実態調査(夏期)	0/20	ND(<10) μg/kg
	建設省実態調査(秋期)	0/11	ND(<10) μg/kg
大気調査	大気環境分析調査	18/20	ND(<0.74) - 5.3ng/m ³

1.2. 平成10年度

調査区分	調査名	検出した試料数 / 調査試料数	検出濃度範囲
水質調査	一般水域調査(夏季)	3/130	ND(<0.05)-0.07 μg/L
	建設省実態調査(前期)	127/256	ND(<0.01)-0.16 μg/L
	一般水域・重点水域調査(秋季)	39/275	ND(<0.01)-1.8 μg/L
	建設省実態調査(後期)	44/261	ND(<0.01)-0.05 μg/L
	野生生物影響実態調査(加川類)	1/19	ND(<0.01)-0.33 μg/L
底質調査	一般水域調査(秋季)	12/152	ND(<10)-66 μg/kg
	建設省実態調査(後期)	1/20	ND(<10)-10 μg/kg
	野生生物影響実態調査(コイ)	1/3	ND(<10)-14 μg/kg
	野生生物影響実態調査(加川類)	0/12	ND(<13-70) μg/kg
土壌調査	農薬等の環境残留実態調査	0/94	ND(<10) μg/kg
	野生生物影響実態調査(加川類)	0/7	ND(<15-24) μg/kg
大気調査	大気環境分析調査	140/178	ND(<0.58)-21ng/m ³
水生生物調査 (魚類)	一般水域調査(秋季)	0/141	ND(<10) μg/kg
野生生物調査	影響実態調査(コイ)	0/145	ND(<10) μg/kg
	影響実態調査(ドバト)	0/31	ND(<40-160) μg/kg
	影響実態調査(アカネズミ)	0/30	ND(<80-200) μg/kg
	影響実態調査(タヌキ)	4/15	ND(<40-640)-57,230 μg/kg

2. 国内の過去の測定値

調査区分	検出した試料数 / 調査試料数	検出濃度範囲
水質調査	0/63	ND(<0.09-25) $\mu\text{g/L}$
底質調査	12/63	ND(<4.1-1,000)-100 $\mu\text{g/kg}$
大気調査	104/146	ND(<0.1-1)-26ng/m ³

3. 海外の汚染水域での測定値

海外の汚染水域での測定値は得られなかった。

4. 内分泌攪乱作用を示すと疑われた結果（水中濃度）の報告(生体内試験)

内分泌攪乱作用を示すと疑われた結果（水中濃度）の報告(生体内試験)は得られなかった。

5. まとめ

水質（建設省）底質及び大気調査において一部で検出された。水質調査（建設省）において測定された最高値は 1.平成 10 年度の測定値を下回っていた。底質及び大気調査において測定された最高値は 1.平成 10 年度及び 2.国内の過去の測定値を下回っていた。なお、平成 10 年度の野生生物調査の一部で検出された。

6. 参考文献

- 1)Camanzo,J.,C.P.Rice,D.J.Jude and R.Rossmann(1987)Organic priority pollutants in nearshore fish from 14 Lake Michigan tributaries and embayments,1983.J.Great Lakes Res.,Vol.13,No.3,296-309

46. ベンゾフェノン

使用量およびその推移

使用量に関する報告は得られなかった。

環境中濃度に関する規制

環境中濃度に関する規制はない。

1. 全国一斉調査結果

1.1. 平成11年度

調査区分	調査名	検出した試料数 / 調査試料数	検出濃度範囲
水質調査	一般水域調査（冬季）	28/170	ND(<0.01) - 0.17 $\mu\text{g/L}$
	建設省実態調査（夏期）	3/12	ND(<0.01) - 0.84 $\mu\text{g/L}$
	建設省実態調査（秋期）	3/12	ND(<0.01) - 0.15 $\mu\text{g/L}$
底質調査	一般水域調査（冬季）	16/48	ND(<1) - 29 $\mu\text{g/kg}$
	建設省実態調査（夏期）	3/11	ND(<1) - 4.0 $\mu\text{g/kg}$
	建設省実態調査（秋期）	2/11	ND(<1) - 7.8 $\mu\text{g/kg}$

1.2. 平成10年度

調査区分	調査名	検出した試料数 / 調査試料数	検出濃度範囲
水質調査	一般水域調査（夏季）	12/130	ND(<0.01)–0.09 $\mu\text{g/L}$
	建設省実態調査（前期）	2/5	ND(<0.01)–0.01 $\mu\text{g/L}$
	一般水域・重点水域調査（秋季）	59/275	ND(<0.01)–0.16 $\mu\text{g/L}$
	建設省実態調査（後期）	3/5	ND(<0.01)–0.02 $\mu\text{g/L}$
底質調査	一般水域調査（秋季）	4/152	ND(<1)–4 $\mu\text{g/kg}$
	建設省実態調査（後期）	1/5	ND(<1)–4.8 $\mu\text{g/kg}$
土壌調査	農薬等の環境残留実態調査	8/94	ND(<1)–3 $\mu\text{g/kg}$
水生生物調査 （魚類）	一般水域調査（秋季）	3/141	ND(<1)–4 $\mu\text{g/kg}$

2. 国内の過去の測定値

調査区分	検出した試料数 / 調査試料数	検出濃度範囲
水質調査	0/15	ND(<0.1-0.2) $\mu\text{g/L}$
底質調査	0/15	ND(<20) $\mu\text{g/kg}$

3. 海外の汚染水域での測定値

海外の汚染水域での測定値は得られなかった。

4. 内分泌攪乱作用を示すと疑われた結果（水中濃度）の報告(生体内試験)
内分泌攪乱作用を示すと疑われた結果（水中濃度）の報告(生体内試験)は得られなかった。なお、内分泌攪乱作用に関する試験管内試験の報告は得られている。

5. まとめ
水質及び底質調査の一部で検出された。水質（建設省）及び底質調査において測定された最高値は 1.平成 10 年度及び 2.国内の過去の測定値を上回っていた。

47. 4-ニトロトルエン

使用量およびその推移

使用量は2,500t(1989年推定値)で前年(2,500t推定値)と比較して横這いであった。
 環境中濃度に関する規制
 環境中濃度に関する規制はない。

1. 全国一斉調査結果

1.1. 平成11年度

調査区分	調査名	検出した試料数 / 調査試料数	検出濃度範囲
水質調査	一般水域調査(冬季)	8/170	ND(<0.01) - 0.63 $\mu\text{g/L}$
	建設省実態調査(夏期)	0/12	ND(<0.01) $\mu\text{g/L}$
	建設省実態調査(秋期)	1/12	ND(<0.01) - 0.01 $\mu\text{g/L}$
底質調査	一般水域調査(冬季)	1/48	ND(<1) - 4 $\mu\text{g/kg}$
	建設省実態調査(夏期)	0/11	ND(<1) $\mu\text{g/kg}$
	建設省実態調査(秋期)	1/11	ND(<1) - 3.5 $\mu\text{g/kg}$

1.2. 平成10年度

調査区分	調査名	検出した試料数 / 調査試料数	検出濃度範囲
水質調査	一般水域調査(夏季)	2/130	ND(<0.01)-0.09 $\mu\text{g/L}$
	建設省実態調査(前期)	0/5	ND(<0.01) $\mu\text{g/L}$
	一般水域・重点水域調査(秋季)	3/275	ND(<0.01)-0.21 $\mu\text{g/L}$
	建設省実態調査(後期)	0/5	ND(<0.01) $\mu\text{g/L}$
底質調査	一般水域調査(秋季)	0/152	ND(<1) $\mu\text{g/kg}$
	建設省実態調査(後期)	0/5	ND(<1) $\mu\text{g/kg}$
土壌調査	農薬等の環境残留実態調査	7/94	ND(<1)-2 $\mu\text{g/kg}$
水生生物調査 (魚類)	一般水域調査(秋季)	1/141	ND(<1)-5 $\mu\text{g/kg}$

2. 国内の過去の測定値

調査区分	検出した試料数 / 調査試料数	検出濃度範囲
水質調査	2/127	ND(<0.03-0.4)-0.21 $\mu\text{g/L}$
底質調査	3/116	ND(<2-15)-38 $\mu\text{g/kg}$
大気調査	1/73	ND(2-20)-9ng/m ³
水生生物調査(魚類)	1/116	ND(<3-7.5)-4.8 $\mu\text{g/kg}$

3. 海外の汚染水域での測定値

海外の汚染水域での測定値は得られなかった。

4. 内分泌攪乱作用を示すと疑われた結果（水中濃度）の報告(生体内試験)
内分泌攪乱作用を示すと疑われた結果（水中濃度）の報告(生体内試験)は得られ
なかった。

5. **まとめ**

水質及び底質調査の一部で検出された。水質調査において測定された最高値は 1.
平成 10 年度及び 2.国内の過去の測定値を上回っていた。底質調査において測定
された最高値は 1.平成 10 年度の測定値を上回っていたが、2.国内の過去の測定
値を下回っていた。なお、平成 10 年度の土壌及び水生生物調査で検出された。

48. オクタクロロスチレン

使用量およびその推移

有機塩素系化合物の副生物

使用量およびその傾向は得られなかった。

環境中濃度に関する規制

環境中濃度に関する規制はない。

1. 全国一斉調査結果

1.1. 平成11年度

調査区分	調査名	検出した試料数 / 調査試料数	検出濃度範囲
水質調査	一般水域調査（冬季）	0/170	ND(<0.01) μg/L
	建設省実態調査（夏期）	0/12	ND(<0.03) μg/L
	建設省実態調査（秋期）	0/12	ND(<0.03) μg/L
底質調査	一般水域調査（冬季）	0/48	ND(<2) μg/kg
	建設省実態調査（夏期）	0/11	ND(<1) μg/kg
	建設省実態調査（秋期）	0/11	ND(<1) μg/kg

1.2. 平成10年度

調査区分	調査名	検出した試料数 / 調査試料数	検出濃度範囲
水質調査	一般水域調査（夏季）	0/130	ND(<0.01) μg/L
	建設省実態調査（前期）	0/5	ND(<0.03) μg/L
	一般水域・重点水域調査（秋季）	0/275	ND(<0.01) μg/L
	建設省実態調査（後期）	0/5	ND(<0.03) μg/L
底質調査	一般水域調査（秋季）	0/152	ND(<2) μg/kg
	建設省実態調査（後期）	0/5	ND(<1) μg/kg
土壌調査	農薬等の環境残留実態調査	0/94	ND(<10) μg/kg
水生生物調査 （魚類）	一般水域調査（秋季）	2/141	ND(<2)–12 μg/kg

2. 国内の過去の測定値

国内の過去の測定値は得られなかった。

3. 海外の汚染水域での測定値

調査区分	調査場所	検出濃度範囲
水質調査	五大湖	0.0047ng/ L 0.0047ng/ L は、1986 年オンタリオ湖での測定値 ¹⁾
底質調査	五大湖	ND(不明)–15 µ g/kg 15 µ g/kg は、1982 年オンタリオ湖での測定値 ²⁾
魚類調査	五大湖	5.5–263 µ g/kg 263 µ g/kg は、1977 年オンタリオ湖で採集されたマス類 Lake trout(<u>Salvelinus namaycush</u>)での測定値 ³⁾
	北海	150 µ g/kg 150 µ g/kg は、Elbe estuary 採集されたカレイ類 <u>Platichthys flesus</u> での測定値 ⁴⁾

4. 内分泌攪乱作用を示すと疑われた結果（水中濃度）の報告(生体内試験)
内分泌攪乱作用を示すと疑われた結果（水中濃度）の報告(生体内試験)は得られなかった。

5. まとめ

水質及び底質調査において測定値は検出限界値未満であった。なお、平成 10 年度の水生生物調査（魚類）の一部で検出された。

6. 参考文献

- 1) Oliver, B.G and A.J.Niimi (1988) Trophodynamic of analysis of polychlorinated biphenyl congeners and other chlorinated hydrocarbons in the Lake Ontario ecosystem. Environ.Sci. Technol., Vol.22,388-397
- 2) Oliver, B.G. and M.N.Carlton (1984) Chlorinated organic contaminants on settling particulates in the Niagara River vicinity of Lake Ontario. Environ.Sci. Technol., Vol.18,903-908
- 3) Huestis, S.Y., M.R.Servos, D.M.Whittle and D.G.Dixon (1996) Temporal age-related trends in levels of polychlorinated biphenyl congeners and organochlorine contaminants in Lake Ontario lake trout (Salvelinus namaycush). J.Great Lakes Res., Vol.22, No.2, 310-330
- 4) Luckas, B. and U.Harms (1987) Characteristic levels of chlorinated hydrocarbons and trace metals in fish from coastal waters of North and Baltic Sea. Int.J. Environ. Anal. Chem., Vol.29, 215-225

49.アルディカーブ（アルジカルブ）

使用量およびその推移

農薬としては未登録

使用量に関する報告は得られなかった。

環境中濃度に関する規制

環境中濃度に関する規制はない。

1. 全国一斉調査結果

国内の登録実績がなく農薬以外の用途がないことから調査対象から除外した。

2. 国内の過去の測定値

国内の過去の測定値は得られなかった。

3. 海外の汚染水域での測定値

海外の汚染水域での測定値は得られなかった。

4. 内分泌攪乱作用を示すと疑われた結果（水中濃度）の報告（生体内試験）

内分泌攪乱作用を示すと疑われた結果（水中濃度）の報告（生体内試験）は得られなかった。なお、内分泌攪乱作用に関する試験管内試験の報告は得られている。

5. まとめ

今回の検討からは除外した。

50.ベノミル

使用量およびその推移

使用量は原体 202t 及び製剤 342t(1998 年)で前年は原体 196t 及び製剤 338t であった。製剤の有効成分含有率が不明であるため、比較はできなかった。

環境中濃度に関する規制

環境中濃度に関する規制はない。

1. 全国一斉調査結果^{注)}

1.1. 平成10年度

調査区分	調査名	検出した試料数 / 調査試料数	検出濃度範囲
水質調査	農薬等の環境残留実態調査(第一回)	16/249	ND(<0.07)–0.3 µg/L
	農薬等の環境残留実態調査(第二回)	9/249	ND(<0.07)–0.76 µg/L
	農薬等の環境残留実態調査(第三回)	17/249	ND(<0.05)–0.48 µg/L
底質調査	農薬等の環境残留実態調査	8/94	ND(<3)–12 µg/kg
土壌調査	農薬等の環境残留実態調査	6/94	ND(<1)–15 µg/kg
水生生物調査 (魚類)	農薬等の環境残留実態調査	1/48	ND(<2)–4 µg/kg

注) ベノミルは環境中で速やかにカルベンダジムに分解される。また、化学的に類似した構造を持つ化学物質は代謝物としてカルベンダジムを生成する。今回の調査ではカルベンダジムで定量しており、これらの類似化合物に由来するカルベンダジムとの含量として測定された。

2. 国内の過去の測定値

国内の過去の測定値は得られなかった。

3. 海外の汚染水域での測定値

海外の汚染水域での測定値は得られなかった。

4. 内分泌攪乱作用を示すと疑われた結果(水中濃度)の報告(生体内試験)

内分泌攪乱作用を示すと疑われた結果(水中濃度)の報告(生体内試験)は得られなかった。

5. まとめ

今回の検討からは除外した。

51. キーポン（クロルデコン、ケポン）

使用量およびその推移

農薬としては未登録

使用量に関する報告は得られなかった。

環境中濃度に関する規制

環境中濃度に関する規制はない。

1. 全国一斉調査結果

国内の登録実績がなく農薬以外の用途がないことから調査対象から除外した。

2. 国内の過去の測定値

国内の過去の測定値は得られなかった。

3. 海外の汚染水域での測定値

海外の汚染水域での測定値は得られなかった。

4. 内分泌攪乱作用を示すと疑われた結果（水中濃度）の報告（生体内試験）

作用濃度	作用内容
1 μg/kg*	26日間曝露後、メダカ(<i>Oryzias latipes</i>)で産卵遅延が認められた濃度 ¹⁾

*この作用濃度は信頼性が低かった。

なお、内分泌攪乱作用に関する試験管内試験の報告も得られている。

5. まとめ

今回の検討からは除外した。

6. 参考文献

- 1) Murty, A.S. (1986) Toxicity of pesticides to fish. Vol. , . Boca Raton, FL: CRC Press Inc., Vol. , 82p

52.マンゼブ（マンコゼブ）

使用量およびその推移

使用量は原体 2,930t 及び製剤 1,090t(1998 年)で前年(原体 4,070t 及び製剤 774t)と比較して減少傾向であった。

環境中濃度に関する規制

環境中濃度に関する規制はない。

1. 全国一斉調査結果^{注)}

1.1. 平成10年度

調査区分	調査名	検出した試料数 / 調査試料数	検出濃度範囲
水質調査	農薬等の環境残留実態調査（第一回）	0/249	ND(<0.2) $\mu\text{g/L}$
	農薬等の環境残留実態調査（第二回）	0/249	ND(<0.2) $\mu\text{g/L}$
	農薬等の環境残留実態調査（第三回）	0/249	ND(<0.2) $\mu\text{g/L}$
底質調査	農薬等の環境残留実態調査	9/94	ND(<10)–100 $\mu\text{g/kg}$
土壌調査	農薬等の環境残留実態調査	2/94	ND(<10)–135 $\mu\text{g/kg}$
水生生物調査 (魚類)	農薬等の環境残留実態調査	0/48	ND(<10) $\mu\text{g/kg}$

注) マンゼブ、マンネブ及びジネブについては、エチレンビスジチオカルバミン酸ナトリウムにした後、誘導体化して測定している関係上、その含量で測定された。また、同じナトリウム塩を生じる他の化学物質由来のものを検出している可能性がある。

2. 国内の過去の測定値

国内の過去の測定値は得られなかった。

3. 海外の汚染水域での測定値

海外の汚染水域での測定値は得られなかった。

4. 内分泌攪乱作用を示すと疑われた結果（水中濃度）の報告（生体内試験）

内分泌攪乱作用を示すと疑われた結果（水中濃度）の報告（生体内試験）は得られなかった。

5. まとめ

今回の検討からは除外した。

53.マンネブ

使用量およびその推移

使用量は原体 811t(1998 年)で前年(原体 838t)と比較して減少傾向であった。

環境中濃度に関する規制

環境中濃度に関する規制はない。

1. 全国一斉調査結果^{注)}

1.1. 平成10年度

調査区分	調査名	検出した試料数 / 調査試料数	検出濃度範囲
水質調査	農薬等の環境残留実態調査(第一回)	0/249	ND(<0.2) μg/L
	農薬等の環境残留実態調査(第二回)	0/249	ND(<0.2) μg/L
	農薬等の環境残留実態調査(第三回)	0/249	ND(<0.2) μg/L
底質調査	農薬等の環境残留実態調査	9/94	ND(<10)–100 μg/kg
土壌調査	農薬等の環境残留実態調査	2/94	ND(<10)–135 μg/kg
水生生物調査 (魚類)	農薬等の環境残留実態調査	0/48	ND(<10) μg/kg

注) マンゼブ、マンネブ及びジネブについては、エチレンビスジチオカルバミン酸ナトリウムにした後、誘導体化して測定している関係上、その含量で測定された。また、同じナトリウム塩を生じる他の化学物質由来のものを検出している可能性がある。

2. 国内の過去の測定値

国内の過去の測定値は得られなかった。

3. 海外の汚染水域での測定値

海外の汚染水域での測定値は得られなかった。

4. 内分泌攪乱作用を示すと疑われた結果(水中濃度)の報告(生体内試験)

内分泌攪乱作用を示すと疑われた結果(水中濃度)の報告(生体内試験)は得られなかった。

5. まとめ

今回の検討からは除外した。

54.メチラム

使用量およびその推移

農薬登録失効(1975年農薬法)

最後の原体使用量は3t(1973年)で前々年(1t)と比較して増加傾向であった。

環境中濃度に関する規制

環境中濃度に関する規制はない。

1. 全国一斉調査結果

水資料を対象とした場合、自然由来等の夾雑物質との関係から定量性が得られる残留分析法がないことから調査対象から除外した。

2. 国内の過去の測定値

国内の過去の測定値は得られなかった。

3. 海外の汚染水域での測定値

海外の汚染水域での測定値は得られなかった。

4. 内分泌攪乱作用を示すと疑われた結果(水中濃度)の報告(生体内試験)

内分泌攪乱作用を示すと疑われた結果(水中濃度)の報告(生体内試験)は得られなかった。

5. まとめ

今回の検討からは除外した。

55. メトリブジン

使用量およびその推移

原体使用量は36t(1998年)で前年(6t)と比較して増加傾向であった。

環境中濃度に関する規制

環境中濃度に関する規制はない。

1. 全国一斉調査結果

1.1. 平成10年度

調査区分	調査名	検出した試料数 / 調査試料数	検出濃度範囲
水質調査	農薬等の環境残留実態調査(第一回)	0/249	ND(<0.05) µg/L
	農薬等の環境残留実態調査(第二回)	0/249	ND(<0.05) µg/L
	農薬等の環境残留実態調査(第三回)	0/249	ND(<0.05) µg/L
底質調査	農薬等の環境残留実態調査	0/94	ND(<10) µg/kg
土壌調査	農薬等の環境残留実態調査	0/94	ND(<1) µg/kg
水生生物調査 (魚類)	農薬等の環境残留実態調査	0/48	ND(<5) µg/kg

2. 国内の過去の測定値

国内の過去の測定値は得られなかった。

3. 海外の汚染水域での測定値

海外の汚染水域での測定値は得られなかった。

4. 内分泌攪乱作用を示すと疑われた結果(水中濃度)の報告(生体内試験)

内分泌攪乱作用を示すと疑われた結果(水中濃度)の報告(生体内試験)は得られなかった。

5. まとめ

平成10年度の何れの調査においても測定値は検出限界値未満であった。

56.シペルメトリン

使用量およびその推移

使用量は原体 8t 及び製剤 6t(1998 年)で前年は原体 9t であった。製剤の有効成分含有率が不明であるため、比較はできなかった。

環境中濃度に関する規制

環境中濃度に関する規制はない。

1. 全国一斉調査結果

1.1. 平成10年度

調査区分	調査名	検出した試料数 / 調査試料数	検出濃度範囲
水質調査	農薬等の環境残留実態調査(第一回)	0/249	ND(<0.05) $\mu\text{g/L}$
	農薬等の環境残留実態調査(第二回)	0/249	ND(<0.05) $\mu\text{g/L}$
	農薬等の環境残留実態調査(第三回)	0/249	ND(<0.05) $\mu\text{g/L}$
底質調査	農薬等の環境残留実態調査	0/94	ND(<10) $\mu\text{g/kg}$
土壌調査	農薬等の環境残留実態調査	0/94	ND(<2) $\mu\text{g/kg}$
水生生物調査 (魚類)	農薬等の環境残留実態調査	0/48	ND(<8) $\mu\text{g/kg}$

2. 国内の過去の測定値

国内の過去の測定値は得られなかった。

3. 海外の汚染水域での測定値

海外の汚染水域での測定値は得られなかった。

4. 内分泌攪乱作用を示すと疑われた結果(水中濃度)の報告(生体内試験)

内分泌攪乱作用を示すと疑われた結果(水中濃度)の報告(生体内試験)は得られなかった。

5. まとめ

平成10年度の何れの調査においても測定値は検出限界値未満であった。

57. エスフェンバレレート

使用量およびその推移

使用量に関する報告は得られなかった。

環境中濃度に関する規制

環境中濃度に関する規制はない。

1. 全国一斉調査結果^{注)}

1.1. 平成10年度

調査区分	調査名	検出した試料数 / 調査試料数	検出濃度範囲
水質調査	農薬等の環境残留実態調査(第一回)	0/249	ND(<0.05) μg/L
	農薬等の環境残留実態調査(第二回)	0/249	ND(<0.05) μg/L
	農薬等の環境残留実態調査(第三回)	0/249	ND(<0.05) μg/L
底質調査	農薬等の環境残留実態調査	0/94	ND(<10) μg/kg
土壌調査	農薬等の環境残留実態調査	0/94	ND(<2) μg/kg
水生生物調査 (魚類)	農薬等の環境残留実態調査	0/48	ND(<10) μg/kg

注) 58. フェンバレレートに含まれるため参考としてフェンバレレートの測定結果を示した。

2. 国内の過去の測定値

国内の過去の測定値は得られなかった。

3. 海外の汚染水域での測定値

海外の汚染水域での測定値は得られなかった。

4. 内分泌攪乱作用を示すと疑われた結果(水中濃度)の報告(生体内試験)

作用濃度	作用内容
1 μg/L [*]	79日間曝露後、成熟したブルーギル (<i>Lepomis macrochirus</i>) で産卵遅延が認められた濃度 ¹⁾

^{*} この作用濃度は信頼性がやや低かった。

5. まとめ

平成10年度の何れの調査においても測定値は検出限界値未満であった。

6. 参考文献

- 1) Tanner, D.K and M.L. Knuth (1996) Effects of esfenvalerate on the reproductive success of the bluegill sunfish, *Lepomis macrochirus* in littoral enclosures. Arch. Environ. Contam. Toxicol., Vol. 31, No. 2, 244-251

58. フェンバレレート

使用量およびその推移

原体使用量は 25t(1998 年)で前年(28t)と比較して減少傾向であった。

環境中濃度に関する規制

環境中濃度に関する規制はない。

1. 全国一斉調査結果^{注)}

1.1. 平成10年度

調査区分	調査名	検出した試料数 / 調査試料数	検出濃度範囲
水質調査	農薬等の環境残留実態調査(第一回)	0/249	ND(<0.05) μg/L
	農薬等の環境残留実態調査(第二回)	0/249	ND(<0.05) μg/L
	農薬等の環境残留実態調査(第三回)	0/249	ND(<0.05) μg/L
底質調査	農薬等の環境残留実態調査	0/94	ND(<10) μg/kg
土壌調査	農薬等の環境残留実態調査	0/94	ND(<2) μg/kg
水生生物調査 (魚類)	農薬等の環境残留実態調査	0/48	ND(<10) μg/kg

注) 57. エスフェンバレレートを含む

2. 国内の過去の測定値

国内の過去の測定値は得られなかった。

3. 海外の汚染水域での測定値

海外の汚染水域での測定値は得られなかった。

4. 内分泌攪乱作用を示すと疑われた結果(底質中濃度)の報告(生体内試験)

作用濃度	作用内容
150 μg/kg [*]	21 日間の曝露期間中のケンミジンコ類(<i>Amphiascus tenuiremis</i>)の成熟雌数が増加した濃度 ¹⁾

^{*} この作用濃度は信頼性が低かった。

なお、内分泌攪乱作用に関する試験管内試験の報告も得られている。

5. まとめ

平成 10 年度の何れの調査においても測定値は検出限界未満であった。

6. 参考文献

- 1) Strawbridge, S., B. C. Coull and G. T. Chandler (1992) Reproductive output of a meiobenthic copepod exposed to sediment-associated fenvalerate. Arch.

Environ. Contam. Toxicol., Vol. 23, No. 3, 295-300

59.ペルメトリン

使用量およびその推移

原体使用量は16t(1998年)で前年(17t)と比較して減少傾向であった。

環境中濃度に関する規制

環境中濃度に関する規制はない。

1. 全国一斉調査結果

1.1. 平成10年度

調査区分	調査名	検出した試料数 / 調査試料数	検出濃度範囲
水質調査	農薬等の環境残留実態調査(第一回)	0/249	ND(<0.05) μg/L
	農薬等の環境残留実態調査(第二回)	0/249	ND(<0.05) μg/L
	農薬等の環境残留実態調査(第三回)	0/249	ND(<0.05) μg/L
底質調査	農薬等の環境残留実態調査	0/94	ND(<20) μg/kg
土壌調査	農薬等の環境残留実態調査	1/94	ND(<2)–9 μg/kg
水生生物調査 (魚類)	農薬等の環境残留実態調査	2/48	ND(<8)–9 μg/kg

2. 国内の過去の測定値

国内の過去の測定値は得られなかった。

3. 海外の汚染水域での測定値

海外の汚染水域での測定値は得られなかった。

4. 内分泌攪乱作用を示すと疑われた結果(水中濃度)の報告(生体内試験)

内分泌攪乱作用を示すと疑われた結果(水中濃度)の報告(生体内試験)は得られなかった。なお、内分泌攪乱作用に関する試験管内試験の報告は得られている。

5. まとめ

平成10年度の水質及び底質調査において測定値は検出限界値未満であったが、土壌及び水生生物調査の一部で検出された。

60.ピンクロゾリン

使用量およびその推移

農薬登録失効(1998年農薬法)

最後の使用量は原体 39t 及び製剤 72t(1995年)で前年(原体 57t 及び製剤 72t)と比較して減少傾向であった。

環境中濃度に関する規制

環境中濃度に関する規制はない。

1. 全国一斉調査結果

1.1. 平成10年度

調査区分	調査名	検出した試料数 / 調査試料数	検出濃度範囲
水質調査	農薬等の環境残留実態調査(第一回)	0/249	ND(<0.05) $\mu\text{g/L}$
底質調査	農薬等の環境残留実態調査	0/94	ND(<20) $\mu\text{g/kg}$
土壌調査	農薬等の環境残留実態調査	0/94	ND(<1) $\mu\text{g/kg}$
水生生物調査 (魚類)	農薬等の環境残留実態調査	0/48	ND(<10) $\mu\text{g/kg}$

2. 国内の過去の測定値

国内の過去の測定値は得られなかった。

3. 海外の汚染水域での測定値

海外の汚染水域での測定値は得られなかった。

4. 内分泌攪乱作用を示すと疑われた結果(水中濃度)の報告(生体内試験)

内分泌攪乱作用を示すと疑われた結果(水中濃度)の報告(生体内試験)は得られなかった。

5. まとめ

平成10年度の何れの調査においても測定値は検出限界値未満であった。

61.ジネブ

使用量およびその傾向

原体使用量は1,284t(1993年)で前年(638t)と比較して減少傾向であった。

環境濃度に関する規制

環境濃度に関する規制はない。

1. 緊急全国一斉調査結果^{注)}

調査区分	調査名	検出した試料数 / 調査試料数	検出濃度範囲
水質調査	農薬等の環境残留実態調査(第一回)	0/249	ND(<0.2) μg/L
	農薬等の環境残留実態調査(第二回)	0/249	ND(<0.2) μg/L
	農薬等の環境残留実態調査(第三回)	0/249	ND(<0.2) μg/L
底質調査	農薬等の環境残留実態調査	9/94	ND(<10)–100 μg/kg
土壌調査	農薬等の環境残留実態調査	2/94	ND(<10)–135 μg/kg
水生生物調査 (魚類)	農薬等の環境残留実態調査	0/48	ND(<10) μg/kg

注) マンゼブ、マンネブ及びジネブについては、エチレンビスジチオカルバミン酸ナトリウムにした後、誘導体化して測定している関係上、その含量で測定された。また、同じナトリウム塩を生じる他の化学物質由来のものを検出している可能性がある。

2. 国内の過去の測定値

国内の過去の測定値は得られなかった。

3. 海外の汚染水域での測定値

海外の汚染水域での測定値は得られなかった。

4. 内分泌攪乱作用に関する水中濃度の報告(生体内試験)

内分泌攪乱作用に関する水中濃度の報告(生体内試験)は得られなかった。

5. まとめ

今回の検討からは除外した。

62. ジラム

使用量およびその推移

原体使用量は 348t(1998 年)で前年(416t)と比較して減少傾向であった。

環境中濃度に関する規制

環境中濃度に関する規制はない。

1. 全国一斉調査結果^{注)}

1.1. 平成10年度

調査区分	調査名	検出した試料数 / 調査試料数	検出濃度範囲
水質調査	農薬等の環境残留実態調査(第一回)	0/249	ND(<0.2) μg/L
	農薬等の環境残留実態調査(第二回)	0/249	ND(<0.2) μg/L
	農薬等の環境残留実態調査(第三回)	0/249	ND(<0.2) μg/L
底質調査	農薬等の環境残留実態調査	2/94	ND(<10) - 50 μg/kg
土壌調査	農薬等の環境残留実態調査	0/94	ND(<10) μg/kg
水生生物調査 (魚類)	農薬等の環境残留実態調査	0/48	ND(<10) μg/kg

注) ジラムについては、ジメチルジチオカルバミン酸ナトリウムにした後、誘導体化して測定している関係上、同じナトリウム塩を生じる他の化学物質由来のものを検出している可能性がある。

2. 国内の過去の測定値

国内の過去の測定値は得られなかった。

3. 海外の汚染水域での測定値

海外の汚染水域での測定値は得られなかった。

4. 内分泌攪乱作用を示すと疑われた結果(水中濃度)の報告(生体内試験)

内分泌攪乱作用を示すと疑われた結果(水中濃度)の報告(生体内試験)は得られなかった。なお、内分泌攪乱作用に関する試験管内試験の報告は得られている。

5. まとめ

今回の検討からは除外した。

63. フタル酸ジペンチル

使用量およびその推移

使用量に関する報告は得られなかった。

環境中濃度に関する規制

環境中濃度に関する規制はない。

1. 全国一斉調査結果

1.1. 平成11年度

調査区分	調査名	検出した試料数 / 調査試料数	検出濃度範囲
水質調査	一般水域調査（冬季）	0/170	ND(<0.1) μg/L
	建設省実態調査（夏期）	0/12	ND(<0.2) μg/L
	建設省実態調査（秋期）	0/12	ND(<0.2) μg/L
底質調査	一般水域調査（冬季）	0/48	ND(<10) μg/kg
	建設省実態調査（夏期）	0/11	ND(<10) μg/kg
	建設省実態調査（秋期）	0/11	ND(<10) μg/kg
大気調査	大気環境分析調査	0/20	ND(<0.41)ng/m ³

1.2. 平成10年度

調査区分	調査名	検出した試料数 / 調査試料数	検出濃度範囲
水質調査	一般水域調査（夏季）	0/130	ND(<0.1) μg/L
	建設省実態調査（前期）	0/5	ND(<0.2) μg/L
	一般水域・重点水域調査（秋季）	0/275	ND(<0.1) μg/L
	建設省実態調査（後期）	0/5	ND(<0.2) μg/L
底質調査	一般水域調査（秋季）	1/152	ND(<10)–16 μg/kg
	建設省実態調査（後期）	0/5	ND(<10) μg/kg
土壌調査	農薬等の環境残留実態調査	0/94	ND(<10) μg/kg
大気調査	大気環境分析調査	11/178	ND(<0.16)–1.5ng/m ³
水生生物調査 （魚類）	一般水域調査（秋季）	0/141	ND(<10) μg/kg

2. 国内の過去の測定値

国内の過去の測定値は得られなかった。

3. 海外の汚染水域での測定値

海外の汚染海域での測定値は得られなかった。

4. 内分泌攪乱作用を示すと疑われた結果（水中濃度）の報告(生体内試験)
内分泌攪乱作用を示すと疑われた結果（水中濃度）の報告(生体内試験)は得られ
なかった。

5. **まとめ**

水質及び底質調査において測定値は検出限界値未満であった。なお、平成 10 年
度の底質及び大気調査において一部で検出された。

64．フタル酸ジヘキシル

使用量およびその推移

使用量に関する報告は得られなかった。

環境中濃度に関する規制

環境中濃度に関する規制はない。

1． 全国一斉調査結果

1.1． 平成11年度

調査区分	調査名	検出した試料数 / 調査試料数	検出濃度範囲
水質調査	一般水域調査（冬季）	0/170	ND(<0.1) μg/L
	建設省実態調査（夏期）	0/12	ND(<0.2) μg/L
	建設省実態調査（秋期）	0/12	ND(<0.2) μg/L
底質調査	一般水域調査（冬季）	1/48	ND(<10) - 11 μg/kg
	建設省実態調査（夏期）	0/11	ND(<10) μg/kg
	建設省実態調査（秋期）	0/11	ND(<10) μg/kg
大気調査	大気環境分析調査	0/20	ND(<16)ng/m ³

1.2． 平成10年度

調査区分	調査名	検出した試料数 / 調査試料数	検出濃度範囲
水質調査	一般水域調査（夏季）	0/130	ND(<0.1) μg/L
	建設省実態調査（前期）	0/5	ND(<0.2) μg/L
	一般水域・重点水域調査（秋季）	0/275	ND(<0.1) μg/L
	建設省実態調査（後期）	0/5	ND(<0.2) μg/L
底質調査	一般水域調査（秋季）	1/152	ND(<10)-17 μg/kg
	建設省実態調査（後期）	0/5	ND(<10) μg/kg
土壌調査	農薬等の環境残留実態調査	0/94	ND(<10) μg/kg
大気調査	大気環境分析調査	0/178	ND(<9.6)ng/m ³
水生生物調査 （魚類）	一般水域調査（秋季）	0/141	ND(<10) μg/kg

2． 国内の過去の測定値

国内の過去の測定値は得られなかった。

3． 海外の汚染水域での測定値

海外の汚染海域での測定値は得られなかった。

4. 内分泌攪乱作用を示すと疑われた結果（水中濃度）の報告(生体内試験)
内分泌攪乱作用を示すと疑われた結果（水中濃度）の報告(生体内試験)は得られ
なかった。

5. **まとめ**

水質及び大気調査における測定値は検出限界値未満であったが、底質調査の一部
で検出された。底質調査において測定された最高値は 1.平成 10 年度の測定値を
下回っていた。

65．フタル酸ジブロピル

使用量およびその推移

使用量に関する報告は得られなかった。

環境中濃度に関する規制

環境中濃度に関する規制はない。

1． 全国一斉調査結果

1.1． 平成11年度

調査区分	調査名	検出した試料数 / 調査試料数	検出濃度範囲
水質調査	一般水域調査（冬季）	0/170	ND(<0.1) μg/L
	建設省実態調査（夏期）	0/12	ND(<0.2) μg/L
	建設省実態調査（秋期）	0/12	ND(<0.2) μg/L
底質調査	一般水域調査（冬季）	0/48	ND(<10) μg/kg
	建設省実態調査（夏期）	0/11	ND(<10) μg/kg
	建設省実態調査（秋期）	0/11	ND(<10) μg/kg
大気調査	大気環境分析調査	0/20	ND(<0.19)ng/m ³

1.2． 平成10年度

調査区分	調査名	検出した試料数 / 調査試料数	検出濃度範囲
水質調査	一般水域調査（夏季）	0/130	ND(<0.1) μg/L
	建設省実態調査（前期）	0/5	ND(<0.2) μg/L
	一般水域・重点水域調査（秋季）	0/275	ND(<0.1) μg/L
	建設省実態調査（後期）	0/5	ND(<0.2) μg/L
底質調査	一般水域調査（秋季）	0/152	ND(<10) μg/kg
	建設省実態調査（後期）	0/5	ND(<10) μg/kg
土壌調査	農薬等の環境残留実態調査	0/94	ND(<10) μg/kg
大気調査	大気環境分析調査	11/178	ND(<0.29)–2.0ng/m ³
水生生物調査 （魚類）	一般水域調査（秋季）	0/141	ND(<10) μg/kg

2． 国内の過去の測定値

国内の過去の測定値は得られなかった。

3． 海外の汚染水域での測定値

海外の汚染海域での測定値は得られなかった。

4 . 内分泌攪乱作用を示すと疑われた結果（水中濃度）の報告(生体内試験)
内分泌攪乱作用を示すと疑われた結果（水中濃度）の報告(生体内試験)は得られ
なかった。

5 . まとめ

何れの調査においても測定値は検出限界値未満であった。なお、平成 10 年度の
大気調査において一部で検出された。

66. スチレンの2量体

使用量およびその推移

スチレン樹脂の未反応物

使用量に関する報告は得られなかった。

環境中濃度に関する規制

環境中濃度に関する規制はない。

1. 全国一斉調査結果

1.1. 平成11年度

調査区分	調査名	同族体名	検出した試料数 / 調査試料数	検出濃度範囲
水質調査	一般水域調査 (冬季)	1,3-ジフェニルプロパン	1/170	ND(<0.01) - 0.03 µg/L
		cis-1,2-ジフェニルプロパン	0/170	ND(<0.01) µg/L
		trans-1,2-ジフェニルプロパン	2/170	ND(<0.01) - 0.03 µg/L
		2,4-ジフェニル-1-ブテン	0/170	ND(<0.01) µg/L
		スレン2量体の合計	2/170	ND - 0.06 µg/L
底質調査	一般水域調査 (冬季)	1,3-ジフェニルプロパン	9/48	ND(<1)-8 µg/kg
		cis-1,2-ジフェニルプロパン	1/48	ND(<1) - 3 µg/kg
		trans-1,2-ジフェニルプロパン	4/48	ND(<1)-15 µg/kg
		2,4-ジフェニル-1-ブテン	14/48	ND(<1)-13 µg/kg
		スレン2量体の合計	15/48	ND - 30 µg/kg

1.2. 平成10年度

調査区分	調査名	同族体名	検出した試料数 / 調査試料数	検出濃度範囲
水質調査	一般水域調査(夏季)	1,3-ジフェニルプロパン	0/130	ND(<0.01) µg/L
		cis-1,2-ジフェニルプロパン	0/130	ND(<0.01) µg/L
		trans-1,2-ジフェニルプロパン	0/130	ND(<0.01) µg/L
		2,4-ジフェニル-1-ブテン	0/130	ND(<0.01) µg/L
		スレン2量体の合計	0/130	ND
	建設省実態調査 (前期)	1,3-ジフェニルプロパン	0/5	ND(<0.01) µg/L
		2,4-ジフェニル-1-ブテン	0/5	ND(<0.01) µg/L
		スレン2量体の合計	0/5	ND
	一般水域・重点水域調査(秋季)	1,3-ジフェニルプロパン	1/275	ND(<0.01)-0.01 µg/L
		cis-1,2-ジフェニルプロパン	0/275	ND(<0.01) µg/L
		trans-1,2-ジフェニルプロパン	1/275	ND(<0.01)-0.01 µg/L
		2,4-ジフェニル-1-ブテン	0/275	ND(<0.01) µg/L
		スレン2量体の合計	2/275	ND-0.01 µg/L

調査区分	調査名	同族体名	検出した試料数 / 調査試料数	検出濃度範囲
水質調査	建設省実態調査 (後期)	1,3-ジフェニルペン	0/261	ND(<0.01) µg/L
		2,4-ジフェニル-1-ブテン	1/261	ND(<0.01)-0.02 µg/L
		cis-1,2-ジフェニルシクロブタン	0/261	ND(<0.01) µg/L
		trans-1,2-ジフェニルシクロブタン	1/261	ND(<0.01)-0.01 µg/L
		スレン2量体の合計	2/261	ND-0.02 µg/L
	野生生物影響実態 調査 (カエル類)	1,3-ジフェニルペン	0/19	ND(<0.01) µg/L
		cis-1,2-ジフェニルシクロブタン	0/19	ND(<0.01) µg/L
		trans-1,2-ジフェニルシクロブタン	0/19	ND(<0.01) µg/L
		2,4-ジフェニル-1-ブテン	0/19	ND(<0.01) µg/L
		スレン2量体の合計	0/19	ND
底質調査	一般水域調査 (秋季)	1,3-ジフェニルペン	1/152	ND(<1)-1 µg/kg
		cis-1,2-ジフェニルシクロブタン	0/152	ND(<1) µg/kg
		trans-1,2-ジフェニルシクロブタン	2/152	ND(<1)-2 µg/kg
		2,4-ジフェニル-1-ブテン	1/152	ND(<1)-3 µg/kg
		スレン2量体の合計	4/152	ND-3 µg/kg
	建設省実態調査 (後期)	1,3-ジフェニルペン	0/20	ND(<1) µg/kg
		2,4-ジフェニル-1-ブテン	0/20	ND(<1) µg/kg
		cis-1,2-ジフェニルシクロブタン	0/20	ND(<1) µg/kg
		trans-1,2-ジフェニルシクロブタン	1/20	ND(<1)-1.9 µg/kg
		スレン2量体の合計	1/20	ND-1.9 µg/kg
	野生生物影響実態 調査 (コイ)	1,3-ジフェニルペン	0/3	ND(<1) µg/kg
		cis-1,2-ジフェニルシクロブタン	0/3	ND(<1) µg/kg
		trans-1,2-ジフェニルシクロブタン	0/3	ND(<1) µg/kg
		2,4-ジフェニル-1-ブテン	0/3	ND(<1) µg/kg
		スレン2量体の合計	0/3	ND
	野生生物影響実態 調査 (カエル類)	1,3-ジフェニルペン	0/12	ND(<5) µg/kg
		cis-1,2-ジフェニルシクロブタン	0/12	ND(<5) µg/kg
		trans-1,2-ジフェニルシクロブタン	0/12	ND(<5) µg/kg
		2,4-ジフェニル-1-ブテン	0/12	ND(<5) µg/kg
		スレン2量体の合計	0/12	ND
土壌調査	農薬等の環境残留 実態調査	1,3-ジフェニルペン	0/94	ND(<5) µg/kg
		2,4-ジフェニル-1-ブテン	0/94	ND(<5) µg/kg
		1,2-ジフェニルシクロブタン	0/94	ND(<5) µg/kg
		スレン2量体の合計	0/94	ND
	野生生物影響実態 調査 (カエル類)	1,3-ジフェニルペン	0/7	ND(<5) µg/kg
		cis-1,2-ジフェニルシクロブタン	0/7	ND(<5) µg/kg
		trans-1,2-ジフェニルシクロブタン	0/7	ND(<5) µg/kg
		2,4-ジフェニル-1-ブテン	0/7	ND(<5) µg/kg
		スレン2量体の合計	0/7	ND

調査区分	調査名	同族体名	検出した試料数 / 調査試料数	検出濃度範囲
水生生物調査 (魚類)	一般水域調査 (秋季)	1,3-ジフェニル・OP ^o ン	0/141	ND(<1) μg/kg
		cis-1,2-ジフェニルシクロブタン	0/141	ND(<1) μg/kg
		trans-1,2-ジフェニルシクロブタン	11/141	ND(<1)–9 μg/kg
		2,4-ジフェニル-1-ブテン	1/141	ND(<1)–3 μg/kg
		スルノ2量体の合計	11/141	ND–12 μg/kg
野生生物調査	影響実態調査 (コイ)	1,3-ジフェニル・OP ^o ン	0/145	ND(<1) μg/kg
		cis-1,2-ジフェニルシクロブタン	0/145	ND(<1) μg/kg
		trans-1,2-ジフェニルシクロブタン	0/145	ND(<1) μg/kg
		2,4-ジフェニル-1-ブテン	0/145	ND(<1) μg/kg
		スルノ2量体の合計	0/145	ND
	影響実態調査 (ドバト)	1,3-ジフェニル・OP ^o ン	0/30	ND(<4-20) μg/kg
		cis-1,2-ジフェニルシクロブタン	0/30	ND(<4-20) μg/kg
		trans-1,2-ジフェニルシクロブタン	0/30	ND(<4-20) μg/kg
		2,4-ジフェニル-1-ブテン	0/30	ND(<4-20) μg/kg
		スルノ2量体の合計	0/30	ND
	影響実態調査 (アカネズミ)	1,3-ジフェニル・OP ^o ン	0/30	ND(<8-20) μg/kg
		cis-1,2-ジフェニルシクロブタン	0/30	ND(<8-20) μg/kg
		trans-1,2-ジフェニルシクロブタン	0/30	ND(<8-20) μg/kg
		2,4-ジフェニル-1-ブテン	0/30	ND(<8-20) μg/kg
		スルノ2量体の合計	0/30	ND
	影響実態調査 (タヌキ)	1,3-ジフェニル・OP ^o ン	1/15	ND(<4-70)–4 μg/kg
		cis-1,2-ジフェニルシクロブタン	0/15	ND(<4-70) μg/kg
		trans-1,2-ジフェニルシクロブタン	0/15	ND(<4-70) μg/kg
		2,4-ジフェニル-1-ブテン	0/15	ND(<4-70) μg/kg
		スルノ2量体の合計	1/15	ND–4 μg/kg

2. 国内の過去の測定値

国内の過去の測定値は得られなかった。

3. 海外の汚染水域での測定値

海外の汚染水域での測定値は得られなかった。

4. 内分泌攪乱作用を示すと疑われた結果(水中濃度)の報告(生体内試験)

内分泌攪乱作用を示すと疑われた結果(水中濃度)の報告(生体内試験)は得られなかった。

5. まとめ

水質及び底質調査の一部で検出された。水質及び底質調査で測定された最高値は1.平成10年度の測定値を上回っていた。なお、平成10年度の水生生物調査及び

野生生物調査の一部で検出された。

66. スチレンの3量体

使用量およびその推移

スチレン樹脂の未反応物

使用量に関する報告は得られなかった。

環境中濃度に関する規制

環境中濃度に関する規制はない。

1. 全国一斉調査結果

1.1. 平成11年度

調査区分	調査名	同族体名	検出した試料数 / 調査試料数	検出濃度範囲
水質調査	一般水域調査 (冬季)	2,4,6-トリフェニル-1-ヘキセン	1/170	ND(<0.01) - 0.05 µg/L
		1a-フェニル-4a-(1-フェニルフェニル)テトラリン	1/170	ND(<0.01) - 0.02 µg/L
		1a-フェニル-4e-(1-フェニルフェニル)テトラリン	1/170	ND(<0.01) - 0.04 µg/L
		1e-フェニル-4a-(1-フェニルフェニル)テトラリン	1/170	ND(<0.01) - 0.02 µg/L
		1e-フェニル-4e-(1-フェニルフェニル)テトラリン	1/170	ND(<0.01) - 0.02 µg/L
		1e,3e,5a-トリフェニルシクロヘキサン	0/170	ND(<0.01) µg/L
		1e,3e,5e-トリフェニルシクロヘキサン	0/170	ND(<0.01) µg/L
		スレン3量体の合計	1/170	ND - 0.15 µg/L
底質調査	一般水域調査 (冬季)	2,4,6-トリフェニル-1-ヘキセン	31/48	ND(<1) - 52 µg/kg
		1a-フェニル-4a-(1-フェニルフェニル)テトラリン	13/48	ND(<1) - 14 µg/kg
		1a-フェニル-4e-(1-フェニルフェニル)テトラリン	29/48	ND(<1) - 35 µg/kg
		1e-フェニル-4a-(1-フェニルフェニル)テトラリン	14/48	ND(<1) - 23 µg/kg
		1e-フェニル-4e-(1-フェニルフェニル)テトラリン	22/48	ND(<1) - 20 µg/kg
		1e,3e,5a-トリフェニルシクロヘキサン	4/48	ND(<1) - 3 µg/kg
		1e,3e,5e-トリフェニルシクロヘキサン	6/48	ND(<1) - 4 µg/kg
		スレン3量体の合計	34/48	ND - 136 µg/kg

1.2. 平成10年度

調査区分	調査名	同族体名	検出した試料数 / 調査試料数	検出濃度範囲
水質調査	一般水域調査 (夏季)	2,4,6-トリフェニル-1-ヘキセン	7/130	ND(<0.01)–0.05 µg/L
		1,3,5-トリフェニルシクロヘキサン	0/130	ND(<0.05) µg/L
		1a-フェニル-4a-(1'-フェニルイソ)テトラリン	6/130	ND(<0.01)–0.04 µg/L
		1a-フェニル-4e-(1'-フェニルイソ)テトラリン、 1e-フェニル-4a-(1'-フェニルイソ)テトラリン、 1e-フェニル-4e-(1'-フェニルイソ)テトラリンの 合計	7/130	ND(<0.05)–0.22 µg/L
		スルソ3量体の合計	7/130	ND–0.30 µg/L
	建設省実態調査 (前期)	2,4,6-トリフェニル-1-ヘキセン	0/5	ND(<0.01) µg/L
		スルソ3量体の合計	0/5	ND
	一般水域・重点水 域調査(秋季)	2,4,6-トリフェニル-1-ヘキセン	1/275	ND(<0.01)–0.02 µg/L
		1,3,5-トリフェニルシクロヘキサン	0/174	ND(<0.01) µg/L
		1e,3e,5a-トリフェニルシクロヘキサン	0/101	ND(<0.01) µg/L
		1e,3e,5e-トリフェニルシクロヘキサン	0/101	ND(<0.01) µg/L
		1a-フェニル-4a-(1'-フェニルイソ)テトラリン	1/275	ND(<0.01)–0.02 µg/L
		1a-フェニル-4e-(1'-フェニルイソ)テトラリン	0/275	ND(<0.01) µg/L
		1e-フェニル-4a-(1'-フェニルイソ)テトラリン	0/275	ND(<0.01) µg/L
		1e-フェニル-4e-(1'-フェニルイソ)テトラリン	1/275	ND(<0.01)–0.01 µg/L
		スルソ3量体の合計	1/275	ND–0.05 µg/L
	建設省実態調査 (後期)	2,4,6-トリフェニル-1-ヘキセン	1/261	ND(<0.01)–0.01 µg/L
		スルソ3量体の合計	1/261	ND–0.01 µg/L
	野生生物影響実 態調査 (カエル類)	2,4,6-トリフェニル-1-ヘキセン	0/19	ND(<0.01) µg/L
		1e,3e,5a-トリフェニルシクロヘキサン	0/19	ND(<0.01) µg/L
		1e,3e,5e-トリフェニルシクロヘキサン	0/19	ND(<0.01) µg/L
		1a-フェニル-4a-(1'-フェニルイソ)テトラリン	0/19	ND(<0.01) µg/L
		1a-フェニル-4e-(1'-フェニルイソ)テトラリン	0/19	ND(<0.01) µg/L
		1e-フェニル-4a-(1'-フェニルイソ)テトラリン	0/19	ND(<0.01) µg/L
		1e-フェニル-4e-(1'-フェニルイソ)テトラリン	0/19	ND(<0.01) µg/L
		スルソ3量体の合計	0/19	ND

調査区分	調査名	同族体名	検出した試料数 / 調査試料数	検出濃度範囲	
底質調査	一般水域調査 (秋季)	2,4,6-トリフェニル-1-ヘキセン	33/152	ND(<1)–42 µg/kg	
		1e,3e,5a-トリフェニルシクロヘキサン	0/152	ND(<1) µg/kg	
		1e,3e,5e-トリフェニルシクロヘキサン	0/152	ND(<1) µg/kg	
		1a-フェニル-4a-(1'-フェニルエチル)テトラリン	2/152	ND(<1)–4 µg/kg	
		1a-フェニル-4e-(1'-フェニルエチル)テトラリン	10/152	ND(<1)–12 µg/kg	
		1e-フェニル-4a-(1'-フェニルエチル)テトラリン	0/152	ND(<1) µg/kg	
		1e-フェニル-4e-(1'-フェニルエチル)テトラリン	13/152	ND(<1)–6 µg/kg	
		スルソ 3 量体の合計	37/152	ND–42 µg/kg	
	建設省実態調査 (後期)	2,4,6-トリフェニル-1-ヘキセン	5/20	ND(<1)–4.1 µg/kg	
		スルソ 3 量体の合計	5/20	ND–4.1 µg/kg	
	野生生物影響実態調査 (コイ)	2,4,6-トリフェニル-1-ヘキセン	0/3	ND(<1) µg/kg	
		1e,3e,5a-トリフェニルシクロヘキサン	0/3	ND(<1) µg/kg	
		1e,3e,5e-トリフェニルシクロヘキサン	0/3	ND(<1) µg/kg	
		1a-フェニル-4a-(1'-フェニルエチル)テトラリン	0/3	ND(<1) µg/kg	
		1a-フェニル-4e-(1'-フェニルエチル)テトラリン	0/3	ND(<1) µg/kg	
		1e-フェニル-4a-(1'-フェニルエチル)テトラリン	0/3	ND(<1) µg/kg	
		1e-フェニル-4e-(1'-フェニルエチル)テトラリン	0/3	ND(<1) µg/kg	
		スルソ 3 量体の合計	0/3	ND	
	野生生物影響実態調査 (カエル類)	2,4,6-トリフェニル-1-ヘキセン	0/12	ND(<5) µg/kg	
		1e,3e,5a-トリフェニルシクロヘキサン	0/12	ND(<5) µg/kg	
		1e,3e,5e-トリフェニルシクロヘキサン	0/12	ND(<5) µg/kg	
		1a-フェニル-4a-(1'-フェニルエチル)テトラリン	0/12	ND(<5) µg/kg	
		1a-フェニル-4e-(1'-フェニルエチル)テトラリン	0/12	ND(<5) µg/kg	
		1e-フェニル-4a-(1'-フェニルエチル)テトラリン	0/12	ND(<5) µg/kg	
		1e-フェニル-4e-(1'-フェニルエチル)テトラリン	0/12	ND(<5) µg/kg	
		スルソ 3 量体の合計	0/12	ND	
	土壌調査	農薬等の環境残留実態調査	2,4,6-トリフェニル-1-ヘキセン	2/94	ND(<5)–7 µg/kg
			テトラリン(1)	0/94	ND(<5) µg/kg
テトラリン(2)			0/94	ND(<5) µg/kg	
テトラリン(3)			0/94	ND(<5) µg/kg	
テトラリン(4)			0/94	ND(<5) µg/kg	
スルソ 3 量体の合計			2/94	ND–7 µg/kg	
野生生物影響実態調査 (カエル類)		2,4,6-トリフェニル-1-ヘキセン	0/7	ND(<5) µg/kg	
		1e,3e,5a-トリフェニルシクロヘキサン	0/7	ND(<5) µg/kg	
		1e,3e,5e-トリフェニルシクロヘキサン	0/7	ND(<5) µg/kg	
		1a-フェニル-4a-(1'-フェニルエチル)テトラリン	0/7	ND(<5) µg/kg	
		1a-フェニル-4e-(1'-フェニルエチル)テトラリン	0/7	ND(<5) µg/kg	
		1e-フェニル-4a-(1'-フェニルエチル)テトラリン	0/7	ND(<5) µg/kg	
		1e-フェニル-4e-(1'-フェニルエチル)テトラリン	0/7	ND(<5) µg/kg	
		スルソ 3 量体の合計	0/7	ND	

調査区分	調査名	同族体名	検出した試料数 / 調査試料数	検出濃度範囲
水生生物調査 (魚類)	一般水域調査 (秋季)	2,4,6-トリフェニル-1-ヘキセン	15/141	ND(<1)–11 µg/kg
		1e,3e,5a-トリフェニルシクロヘキサン	8/141	ND(<1)– 2 µg/kg
		1e,3e,5e-トリフェニルシクロヘキサン	22/141	ND(<1)–11 µg/kg
		1a-フェニル-4a-(1'-フェニルフェニル)テトラリン	2/141	ND(<1)– 2 µg/kg
		1a-フェニル-4e-(1'-フェニルフェニル)テトラリン	5/141	ND(<1)– 4 µg/kg
		1e-フェニル-4a-(1'-フェニルフェニル)テトラリン	1/141	ND(<1)– 1 µg/kg
		1e-フェニル-4e-(1'-フェニルフェニル)テトラリン	18/141	ND(<1)–49 µg/kg
		スルソ 3 量体の合計	39/141	ND–56 µg/kg
野生生物調査	影響実態調査 (コイ)	2,4,6-トリフェニル-1-ヘキセン	0/145	ND(<1) µg/kg
		1e,3e,5a-トリフェニルシクロヘキサン	0/145	ND(<1) µg/kg
		1e,3e,5e-トリフェニルシクロヘキサン	0/145	ND(<1) µg/kg
		1a-フェニル-4a-(1'-フェニルフェニル)テトラリン	0/145	ND(<1) µg/kg
		1a-フェニル-4e-(1'-フェニルフェニル)テトラリン	0/145	ND(<1) µg/kg
		1e-フェニル-4a-(1'-フェニルフェニル)テトラリン	0/145	ND(<1) µg/kg
		1e-フェニル-4e-(1'-フェニルフェニル)テトラリン	0/145	ND(<1) µg/kg
		スルソ 3 量体の合計	0/145	ND
	影響実態調査 (ドバト)	2,4,6-トリフェニル-1-ヘキセン	0/30	ND(<4-20) µg/kg
		1e,3e,5a-トリフェニルシクロヘキサン	0/30	ND(<4-20) µg/kg
		1e,3e,5e-トリフェニルシクロヘキサン	0/30	ND(<4-20) µg/kg
		1a-フェニル-4a-(1'-フェニルフェニル)テトラリン	0/30	ND(<4-20) µg/kg
		1a-フェニル-4e-(1'-フェニルフェニル)テトラリン	0/30	ND(<4-20) µg/kg
		1e-フェニル-4a-(1'-フェニルフェニル)テトラリン	0/30	ND(<4-20) µg/kg
		1e-フェニル-4e-(1'-フェニルフェニル)テトラリン	0/30	ND(<4-20) µg/kg
		スルソ 3 量体の合計	0/30	ND
	影響実態調査 (アカネズミ)	2,4,6-トリフェニル-1-ヘキセン	0/30	ND(<8-20) µg/kg
		1e,3e,5a-トリフェニルシクロヘキサン	0/30	ND(<8-20) µg/kg
		1e,3e,5e-トリフェニルシクロヘキサン	0/30	ND(<8-20) µg/kg
		1a-フェニル-4a-(1'-フェニルフェニル)テトラリン	0/30	ND(<8-20) µg/kg
		1a-フェニル-4e-(1'-フェニルフェニル)テトラリン	0/30	ND(<8-20) µg/kg
		1e-フェニル-4a-(1'-フェニルフェニル)テトラリン	0/30	ND(<8-20) µg/kg
		1e-フェニル-4e-(1'-フェニルフェニル)テトラリン	0/30	ND(<8-20) µg/kg
		スルソ 3 量体の合計	0/30	ND
	影響実態調査 (タヌキ)	2,4,6-トリフェニル-1-ヘキセン	7/15	ND(<4-70)–242 µg/kg
		1e,3e,5a-トリフェニルシクロヘキサン	4/15	ND(<4-70)–41 µg/kg
		1e,3e,5e-トリフェニルシクロヘキサン	4/15	ND(<4-70)–44 µg/kg
		1a-フェニル-4a-(1'-フェニルフェニル)テトラリン	0/15	ND(<4-70) µg/kg
		1a-フェニル-4e-(1'-フェニルフェニル)テトラリン	1/15	ND(<4-70)–12 µg/kg
		1e-フェニル-4a-(1'-フェニルフェニル)テトラリン	0/15	ND(<4-70) µg/kg
		1e-フェニル-4e-(1'-フェニルフェニル)テトラリン	0/15	ND(<4-70) µg/kg
		スルソ 3 量体の合計	7/15	ND–339 µg/kg

2. 国内の過去の測定値

国内の過去の測定値は得られなかった。

3. 海外の汚染水域での測定値

海外の汚染水域での測定値は得られなかった。

4. 内分泌攪乱作用を示すと疑われた結果（水中濃）の報告（生体内試験）

内分泌攪乱作用を示すと疑われた結果（水中濃度）の報告（生体内試験）は得られなかった。

5. まとめ

水質及び底質調査の一部で検出された。水質調査において測定された最高値は 1. 平成 10 年度の測定値を下回っていた。底質調査において測定された最高値は 1. 平成 10 年度の測定値を上回っていた。なお、平成 10 年度の土壌、水生生物及び野生生物調査の一部で検出された。

67. n-ブチルベンゼン

使用量およびその推移

使用量に関する報告は得られなかった。

環境中濃度に関する規制

環境中濃度に関する規制はない。

1. 全国一斉調査結果

1.1. 平成11年度

調査区分	調査名	検出した試料数 / 調査試料数	検出濃度範囲
水質調査	一般水域調査（冬季）	1/170	ND(<0.01) - 0.02 μg/L
	建設省実態調査（夏期）	0/12	ND(<0.01) μg/L
	建設省実態調査（秋期）	0/12	ND(<0.01) μg/L
底質調査	一般水域調査（冬季）	3/48	ND(<1) - 9 μg/kg
	建設省実態調査（夏期）	0/11	ND(<1) μg/kg
	建設省実態調査（秋期）	0/11	ND(<1) μg/kg

1.2. 平成10年度

調査区分	調査名	検出した試料数 / 調査試料数	検出濃度範囲
水質調査	一般水域調査（夏季）	0/130	ND(<0.01) μg/L
	建設省実態調査（前期）	0/5	ND(<0.01) μg/L
	一般水域・重点水域調査（秋季）	1/275	ND(<0.01) - 0.01 μg/L
	建設省実態調査（後期）	0/5	ND(<0.01) μg/L
底質調査	一般水域調査（秋季）	0/152	ND(<1) μg/kg
	建設省実態調査（後期）	0/5	ND(<1) μg/kg
土壌調査	農薬等の環境残留実態調査	5/94	ND(<1) - 3 μg/kg
水生生物調査 （魚類）	一般水域調査（秋季）	12/141	ND(<1) - 11 μg/kg

2. 国内の過去の測定値

国内の過去の測定値は得られなかった。

3. 海外の汚染水域での測定値

海外の汚染海域での測定値は得られなかった。

4. 内分泌攪乱作用を示すと疑われた結果（水中濃度）の報告(生体内試験)

内分泌攪乱作用を示すと疑われた（水中濃度）の報告(生体内試験)は得られなかった。なお、内分泌攪乱作用に関する試験管内試験の報告は得られている。

5. まとめ

水質及び底質調査の一部で検出された。水質及び底質調査において測定された最高値は1.平成10年度の測定値を上回っていた。なお、平成10年度の土壌及び水生生物調査の一部で検出された。

第2章 曝露経路調査

人や野生生物の内分泌攪乱作用を有するおそれのある化学物質（以下、「対象物質」）の環境中動態を把握し、リスク評価に資することを目的に環境挙動モデルを構築することが必要とされる。この環境挙動モデルを構築するために、基本モデルを検討し、必要となるパラメーターを整理した。

I 対象物質の選定

SPEED'98掲載物質のうち、「平成10年度環境負荷量調査の結果について(環境庁, 1999)」において、優先的にリスク評価を実施することとされたA物質を中心として、環境中の濃度や検出率、内分泌攪乱作用等を考慮して表3-1の通り選定した。

表 3-1 対象物質

アルキルフェノール類	ノニルフェノール 4-t-オクチルフェノール 4-n-オクチルフェノール 4-n-ペンチルフェノール	
フタル酸エステル類	フタル酸ジ-n-ブチル フタル酸ジシクロヘキシル	
有機スズ化合物類	トリブチルスズ トリフェニルスズ	
芳香族炭化水素類 (VOC除く)	ベンゾフェノン	
	オクタクロロスチレン	
	スチレン 2量体	1,3-ジフェニルプロピル cis-1-ジフェニルシクロブタン trans-1,2-ジフェニルシクロブタン 2,4-ジフェニル-1-ブテン
	スチレン 3量体	2,4,6-トリフェニル-1-ヘキセン 1-フェニル-4-(1'フェニルエチル)テトラリン 1,3,5-トリフェニルシクロヘキサン
グロフェノール類	2,4-ジクロロフェノール	
VOC	n-ブチルベンゼン	

II 実地調査

基本モデルの構築にあたって、既存の報告等で得られないパラメータを取得するとともに、基本モデルの妥当性検討のために、河川及び湖沼において実地調査を行った。

1. 調査内容

(1) モデル水系の選定

平成 10 年度に「環境負荷量調査・排出負荷量調査」として調査を実施し、情報の蓄積のある日光川（図 3-1，愛知県）及び境川（図 3-2，神奈川県）を河川のモデルとして選定した。さらに本年度は、静水域のモデルとして「平成 10 年度緊急全国一斉調査」の結果等から、手賀沼（図 3-3，千葉県）を選定した。

(2) 事前調査

自治体に対する聞き取り及び既存公開資料等により、調査対象水系の状況、周辺の負荷源等の事前調査を行い、調査点配置など実地調査計画に反映した。

(3) 河川調査

調査点は、各河川 10 調査点とし、水質及び底質の調査を行った。なお、この内 3 調査点については、対象物質濃度の時間変動及び水塊の水平移動を把握できるよう、水質のみ 48 時間調査（3 時間間隔 2 調査点，6 時間間隔 1 調査点）を行った。

生物（魚類）は、調査対象区間内において捕獲した。調査対象生物は、各河川 1 魚種 10 検体とした。

(4) 湖沼調査

手賀沼では、10 調査点で水質及び底質の調査を行った。6 調査点は、沼

内に配置した。4 調査点は、湖沼への対象物質の流出入把握のため、主な流出入河川に配置した。

生物（魚類）は、手賀沼内において漁業者によって採取されたものを購入した。調査対象生物は、2 魚種各 10 検体とした。

(5) 調査項目及び調査方法

水質、底質及び生物で調査する対象物質は表 3-1 の通りとした。対象物質の濃度は、「外因性内分泌攪乱化学物質調査暫定マニュアル（環境庁，1998）」に準じて分析を行った。魚類の分析は魚体全体（骨，内臓等含む）を対象とし，小型の個体は分析必要量を確保するために複数の個体を混合して分析に供した。

精度管理等のため，二重測定は全媒体（水質，底質，生物）において 10 検体につき 1 以上，トラベルブランクは水質及び底質において採取の状況等に応じて 5～15 検体につき 1 以上実施した。

その他，表 3-2 に示す項目を調査した。

表 3-2 その他の項目

媒体	調査項目
水質	水温，pH，溶存酸素量，懸濁物質重量
底質	密度，水分率，強熱減量，総窒素量（T-N），総リン量（T-P），総有機炭素量（TOC）
生物	種，体長，体重
その他	河川流速，河川断面積（河川幅，水深）

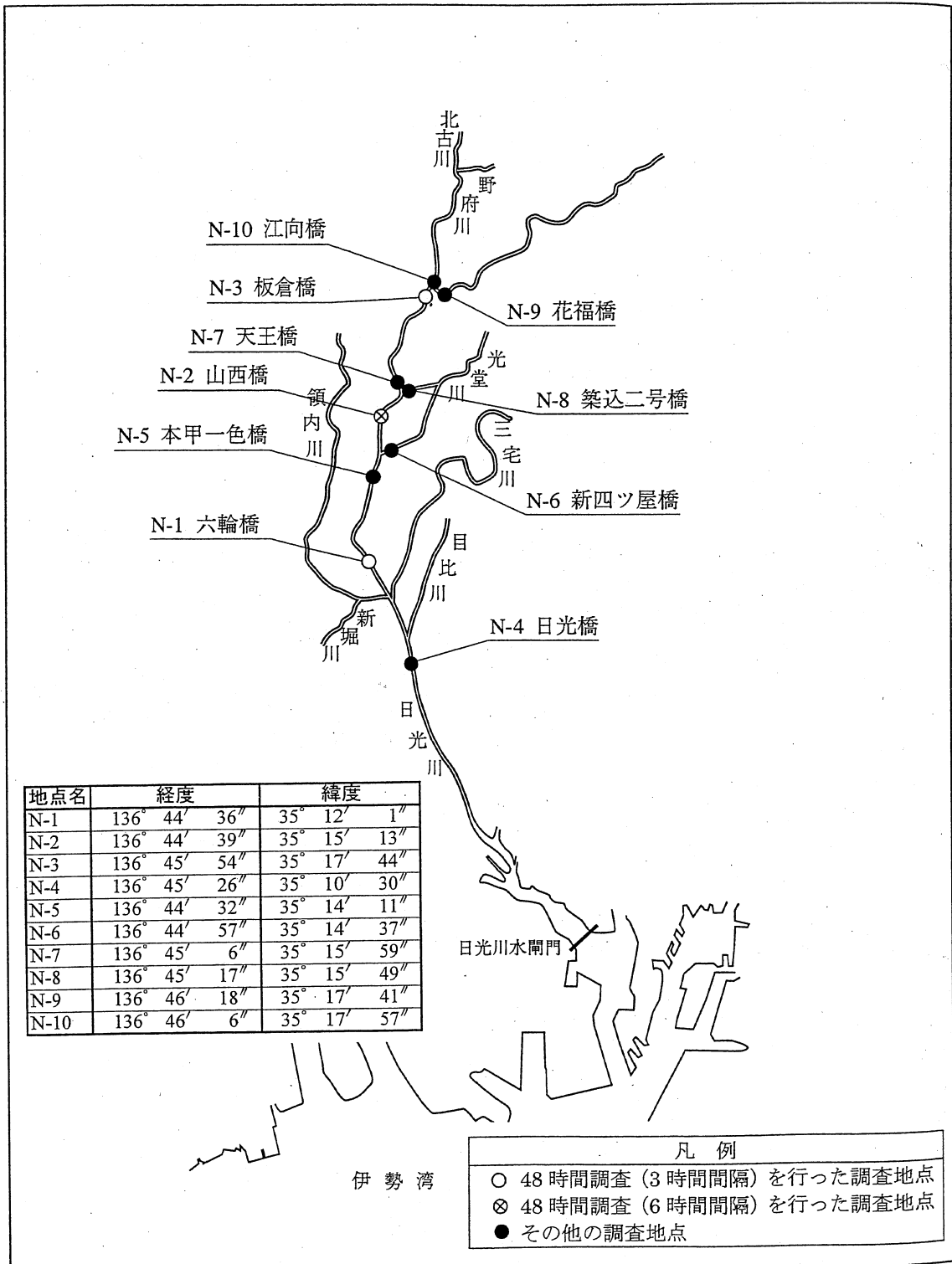


図 3-1 日光川の調査位置図

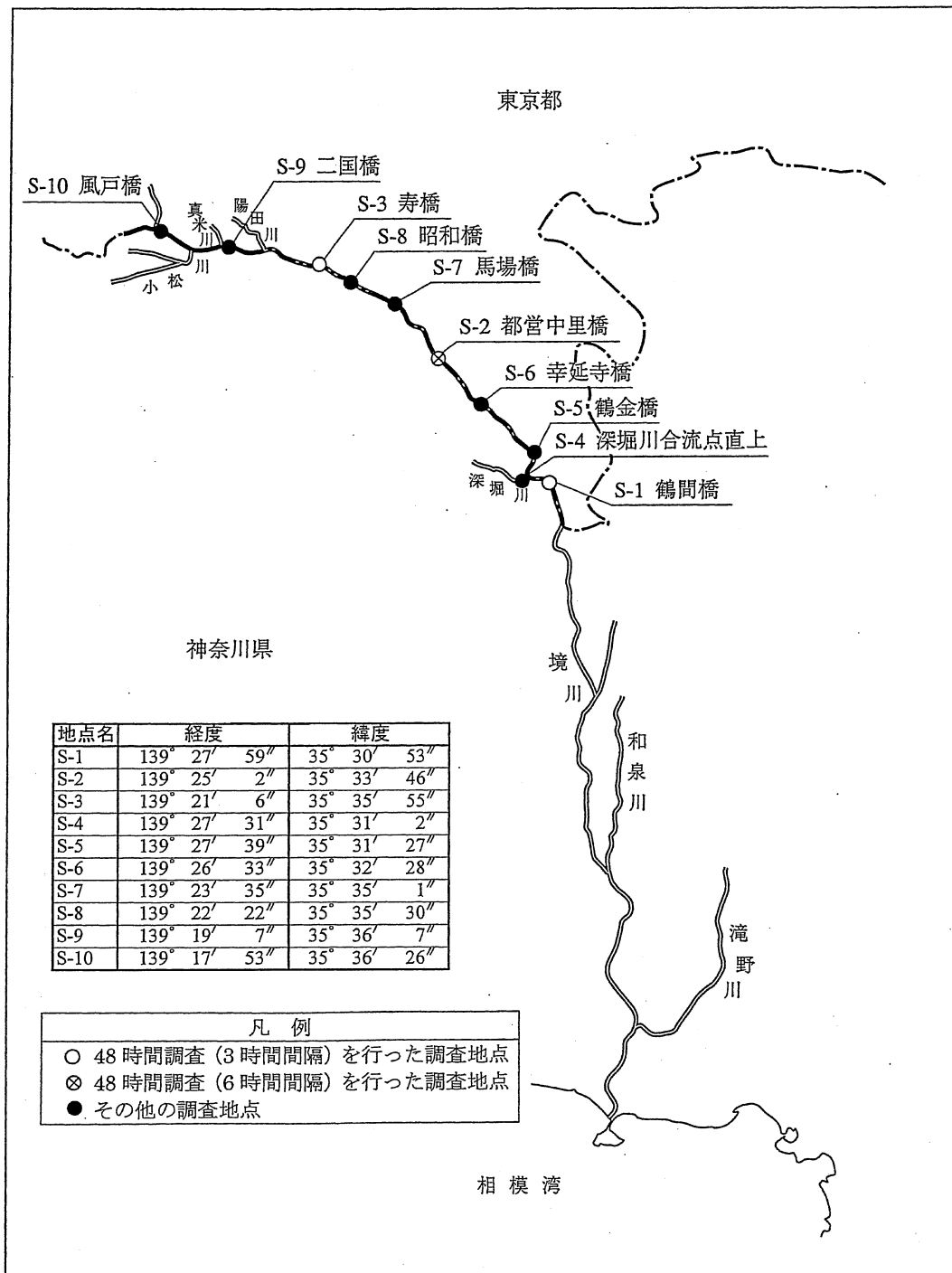


図 3-2 境川の調査位置図

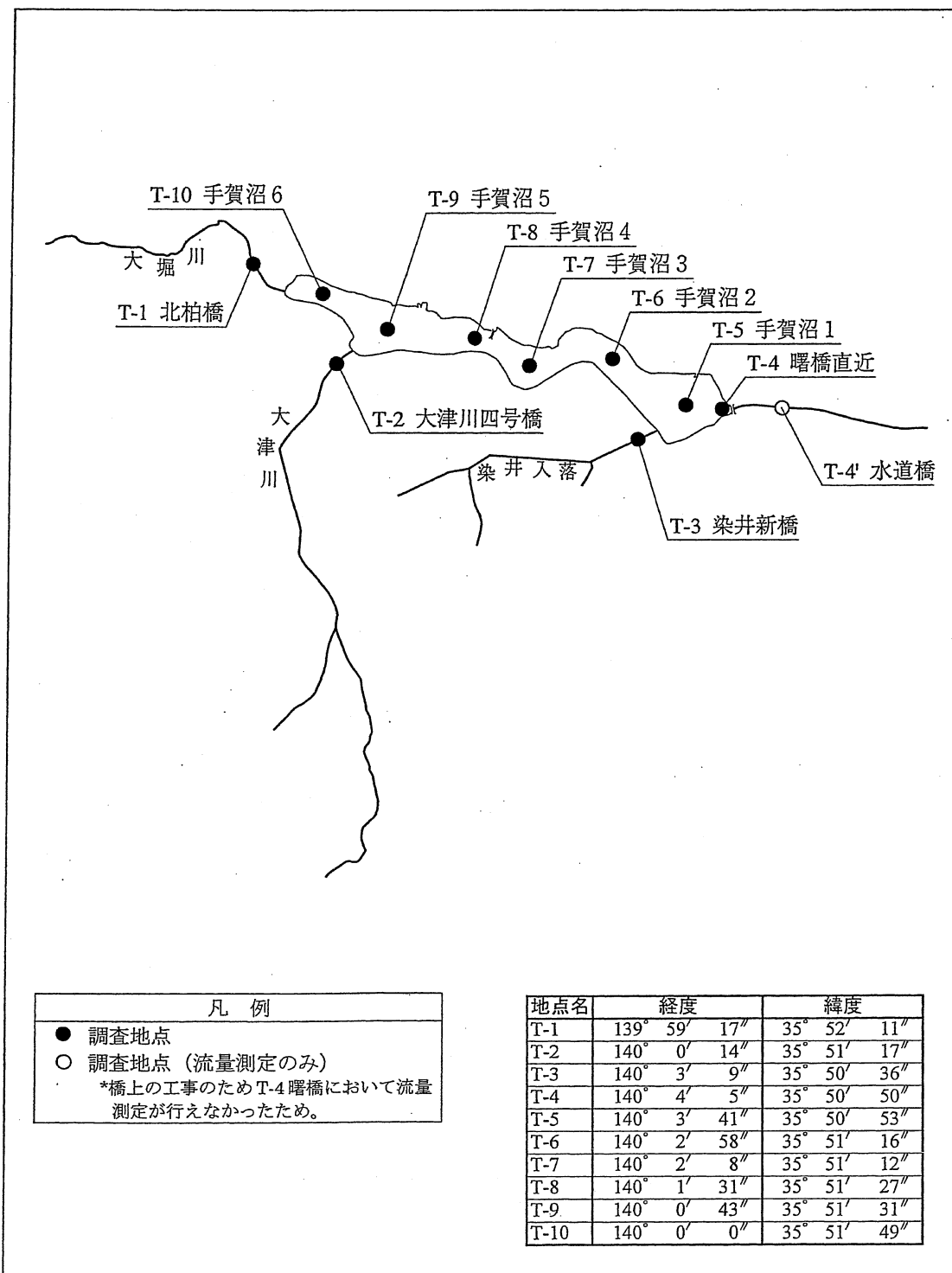


図 3-3 手賀沼の調査位置図

2. 河川調査（日光川）

（1）調査結果

全調査点は、平成 11 年 3 月 14 日正午に同時に調査を行った。48 時間調査を行う調査地点は、この 3 月 14 日正午を含め 3 月 16 日 9 時まで調査を行った。生物の採取は 3 月 16 日に行った。

ア 対象物質の濃度

（ア）水質

水質調査において測定された対象物質濃度を、表 3-3 に示した。

対象物質のうち、ノニルフェノール及び 4-t-オクチルフェノールが全調査点で検出され、4-n-オクチルフェノール、4-n-ペンチルフェノール、フタル酸ジシクロヘキシル、トリブチルスズ、トリフェニルスズ、オクタクロロスチレン及びスチレン 2 量体・3 量体は検出されなかった。

検出された対象物質濃度を本流の上流から下流へと見ると（図 3-4，図 3-5，左 右），上流域の N-3 及び N-7 では、ノニルフェノール及び 4-t-オクチルフェノールの濃度及び輸送量（対象物質濃度と流量から算出した。）が高くなっていた。この上流域では、特定事業場（水質汚濁防止法）の届出排水量が多くなっており、業種としては下水道業及び繊維工業の届出排水量が多くなっていた（図 3-6）¹⁾。中流域の N-2 及び N-5 ではベンゾフェノンが濃度及び輸送量が高くなっていた。この中流域では、窯業・土石製品製造業の届出排水量が多くなっていたほか、光堂川の流入があった。

ノニルフェノール、n-ブチルベンゼン及び 2,4-ジクロロフェノールは、N-4 での輸送量が高くなっていた。

48 時間調査では、対象物質濃度の経時的变化に規則性は認められなかった(図 3-7)。対象物質の輸送量を、各調査地点間の流下時間(調査点間距離及び流速から推定した。)を考慮して、同一水塊が軸上で一致するように図 3-8 に示したところ、4-t-オクチルフェノール、ベンゾフェノン及び n-ブチルベンゼンにおいて、一部のピークが一致していた。

(イ) 底質

底質調査において測定された対象物質濃度を、表 3-4 に示した。

対象物質のうち、ノニルフェノール及びトリフェニルスズが全調査点で検出され、4-n-オクチルフェノール、4-n-ペンチルフェノール、フタル酸ジシクロヘキシル、ベンゾフェノン、オクタクロロスチレン、スチレン 2 量体・3 量体、2,4-ジクロロフェノール及び n-ブチルベンゼンは検出されなかった。

検出された対象物質濃度を本流の上流から下流へと見ると(図 3-9)、ノニルフェノール、4-t-オクチルフェノール及びフタル酸ジ-n-ブチルが、N-1 で高くなっていた。

(ウ) 生物

N-5 ~ N-1 付近において、フナが採取され、その体内の対象物質濃度を、表 3-5 に示した。

対象物質のうち、ノニルフェノール及びトリブチルスズが全検体で検出され、4-n-オクチルフェノール、4-n-ペンチルフェノール、フタル酸ジシクロヘキシル、ベンゾフェノン、オクタクロロスチレン、スチレン 2 量体・3 量体、2,4-ジクロロフェノール及び n-ブチルベンゼンは検出されなかった。

イ その他の調査項目

その他の調査結果を、表 3-6～表 3-9 に示した。

河川流量は下流ほど多くなっていたが（図 3-10）、N-1 では減少していた。これは、下流河口部に設けられている水門の開閉状況の影響を受けているためと考えられた（調査時は水門閉鎖）²⁾。48 時間調査における流量の経時的変化（図 3-11）は、水門の影響を受けていると考えられる N-1 以外は、ほぼ一定であった。N-1 では、ほぼ 0～約 3 万 m³/h と大きな流量変化が認められたが、水門の開放と流量の増加がほぼ一致するため、この影響によるものと考えられた。N-3 において、3 月 16 日 9 時の流量が高くなっているのは、降雨（3 月 16 日 7 時頃より雨）により水量が多くなったためと考えられた。

(2) 考察

得られた実測値を基本モデルのパラメータに使用するために、考察を加えた。

ア 周辺負荷源

(ア) 水質調査における輸送量変化

ノニルフェノール、4-t-オクチルフェノール及びベンゾフェノンの濃度及び輸送量が大きくなっている地点では、周辺の特定事業所届出排水量が多くなっていた。しかし、調査対象とした地域には排出資料等が入手できなかった特定事業場以外の事業場も多数あること、届出排水量は排水実績量を示しているのではないことなどから、本結果のみでは負荷源を推定することは困難であると考えられた。

N-4 においてノニルフェノール、4-t-オクチルフェノール、n-ブチルベンゼン及び2,4-ジクロロフェノールの輸送量が高くなっているのは、

今回調査対象外とした領内川，三宅川及び目比川からの流入による影響が大きいと考えられた。

48 時間調査では，ノニルフェノール等の検出された対象物質の濃度変化に規則性は認められなかった。これらの対象物質の輸送量を，各調査地点間の流下所用時間を考慮して，同一水塊が軸上で一致するように示したが、一部を除いて輸送量変化のパターンは一致しなかった。これは，複数の負荷源が異なった位置に存在し，それぞれの負荷源の影響を受けるためと考えられ，ピーク的一致した物質については，調査地点間に大きな負荷源がなかったものと考えられた。

イ 河川内事象

(ア) 水質調査における輸送量変化

ノニルフェノール及び 4-t-オクチルフェノールの輸送量が，N-3(16) (3月16日9時，図 3-8(1)の相対時間 60 付近)で高くなっていた。これは，流速が増加していること，懸濁物質量が増加していること，底質調査で測定値が検出限界値未満であったベンゾフェノン等ではこのような現象が見られなかったことから，底質の巻き上げが原因の一つと考えられた。

(イ) 底質調査における濃度変化

底質調査において，N-1 でノニルフェノール，4-t-オクチルフェノール及びフタル酸ジ-n-ブチルが高かったことは，N-1 で大きな流量変化が認められ(表 3-9，図 3-11)，流速が遅い時に懸濁態として沈降するためと考えられた。

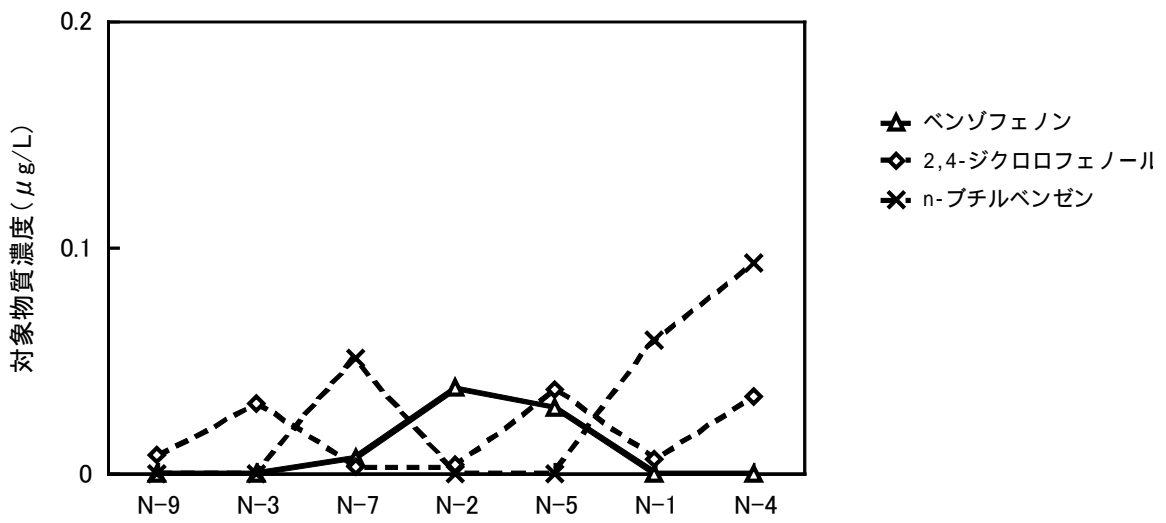
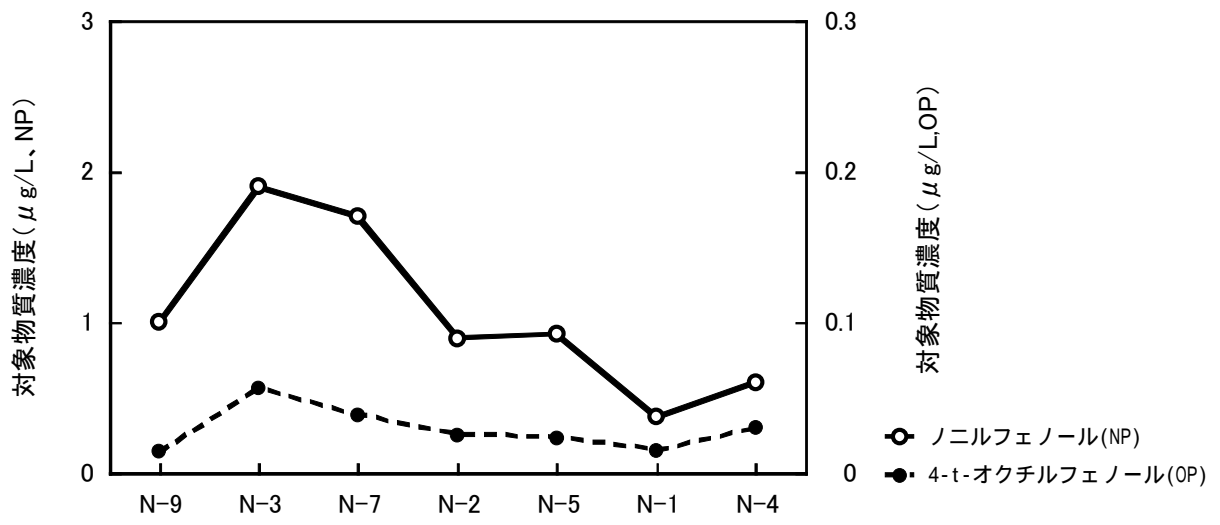


図 3-4 日光川水質中の対象物質濃度

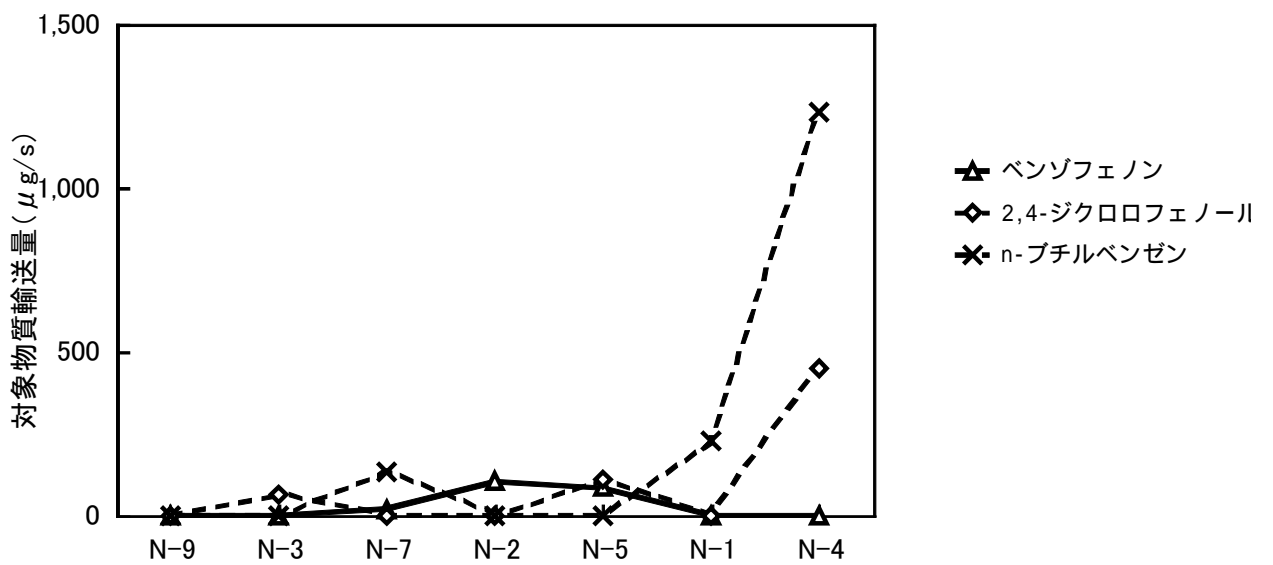
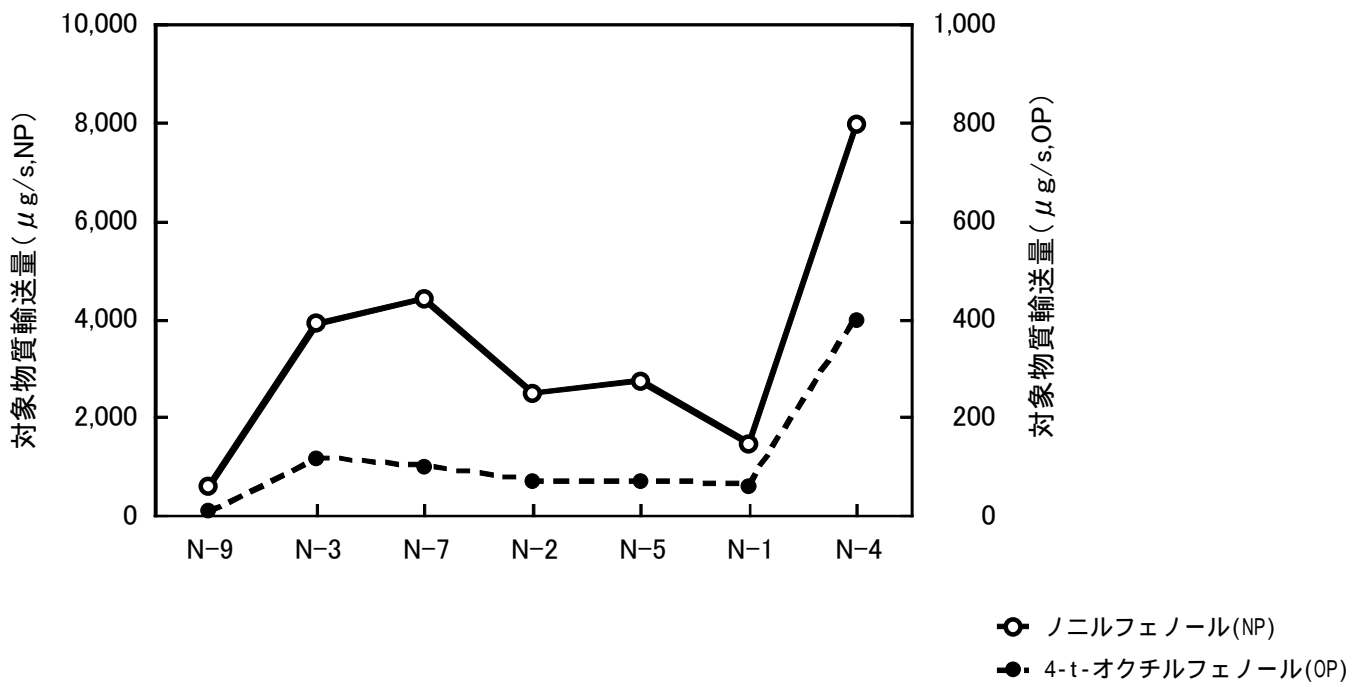


図 3-5 日光川水質中の対象物質輸送量

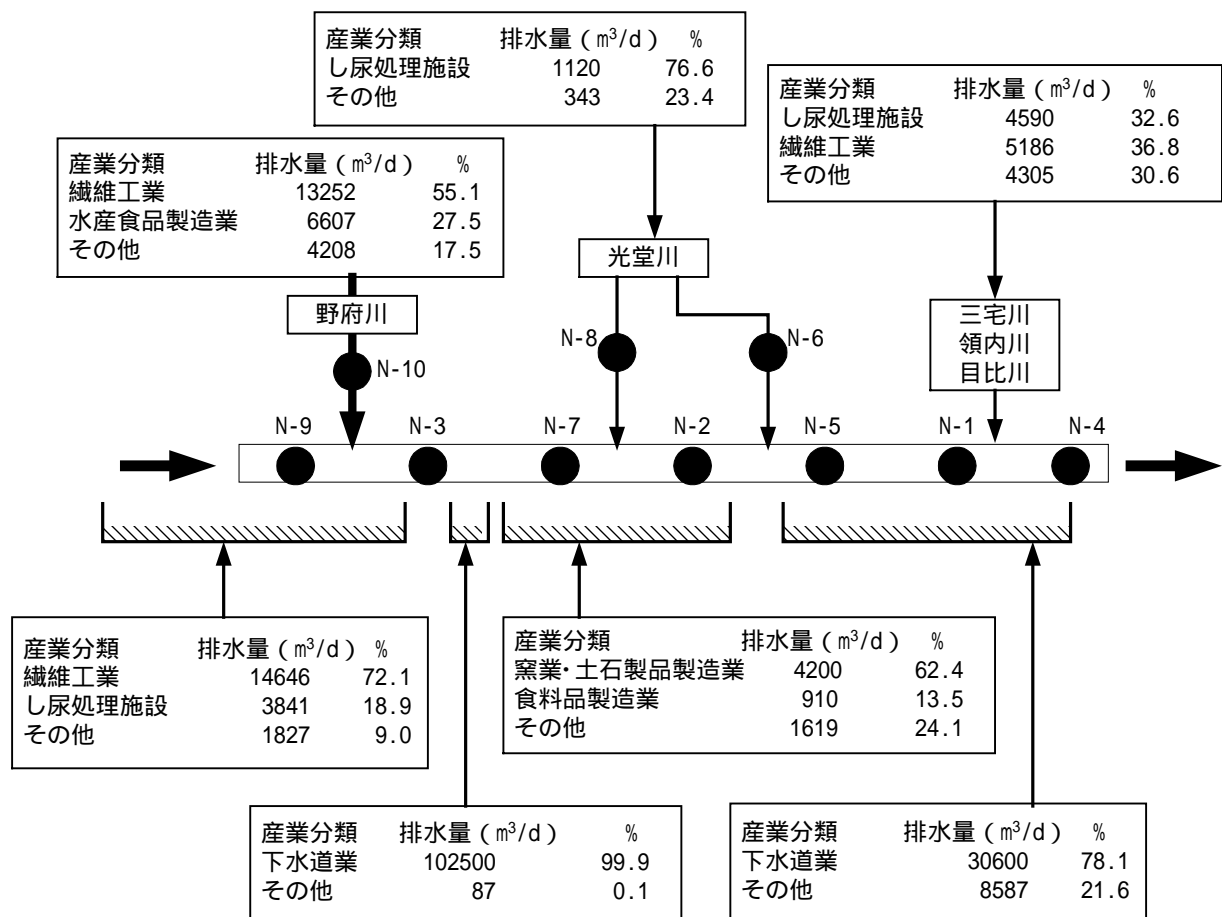
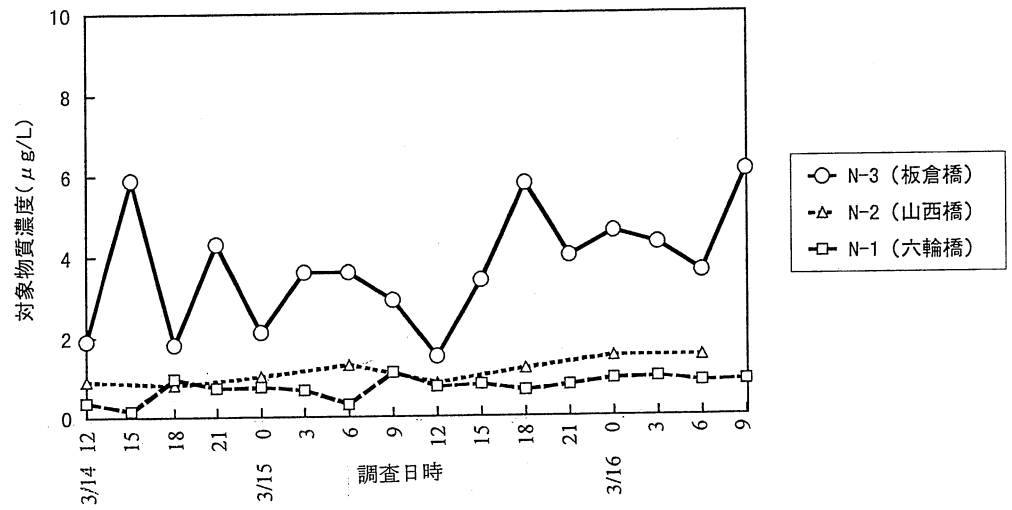
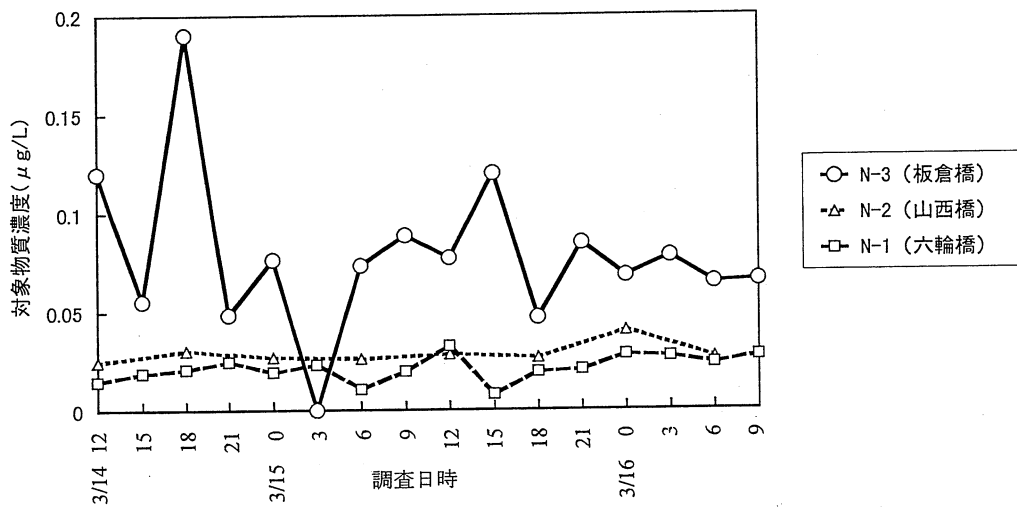


図 3-6 日光川へ排出する特定事業場業種

水質汚濁防止法に定める特定事業場を、「日本標準産業分類」(総務庁)の中分類に従って業種を区分し、届出排水量を集計した。
 なお、10%未満の業種については「その他」として合算し、し尿処理施設は別途集計した。し尿処理施設のほとんどは共同住宅である。



ノニルフェノール



4-t-オクチルフェノール

図 3-7(1) 日光川の対象物質濃度 (水質) の経時的変化

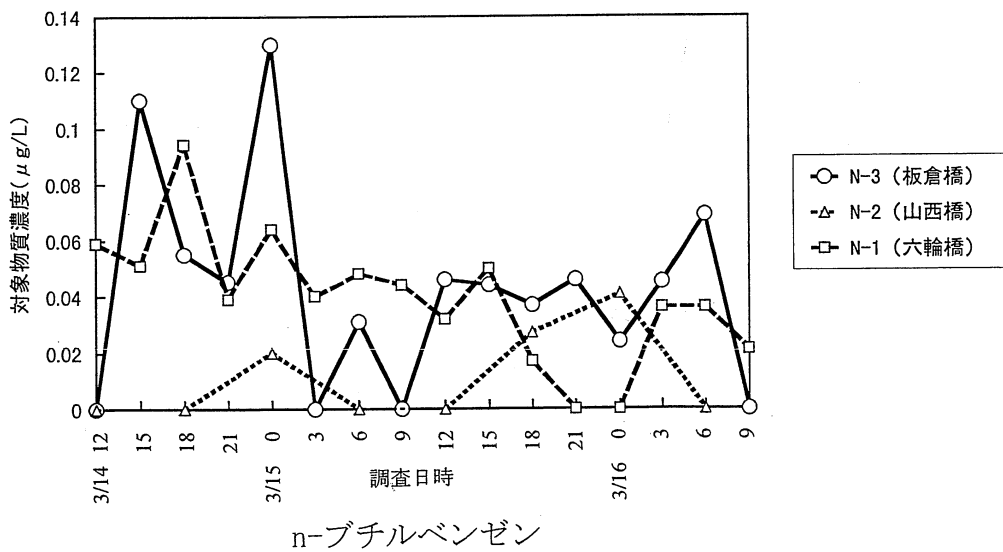
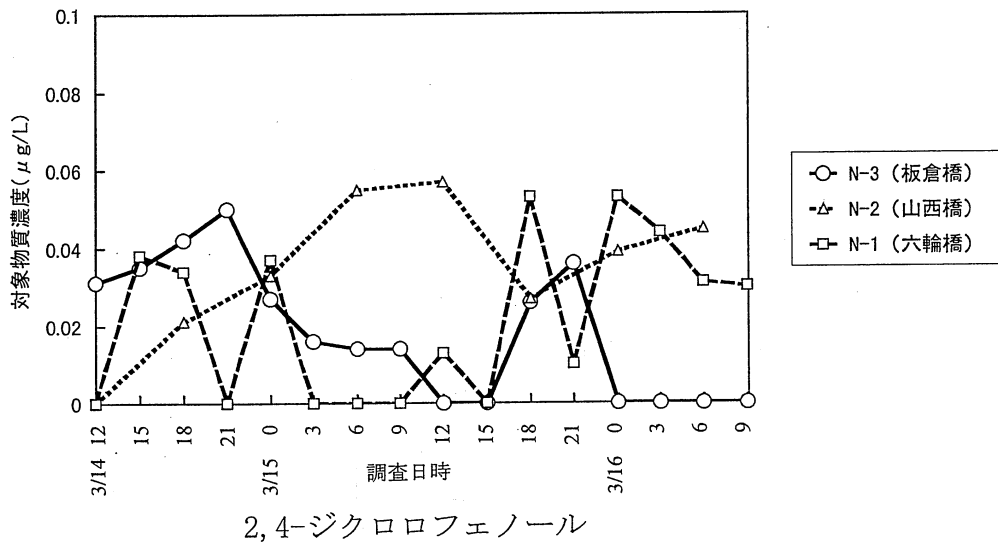
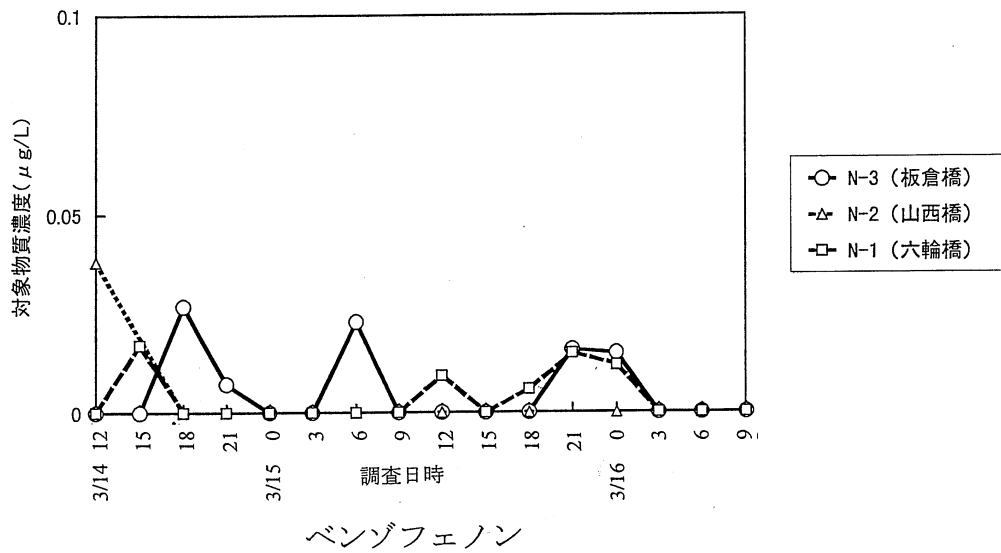
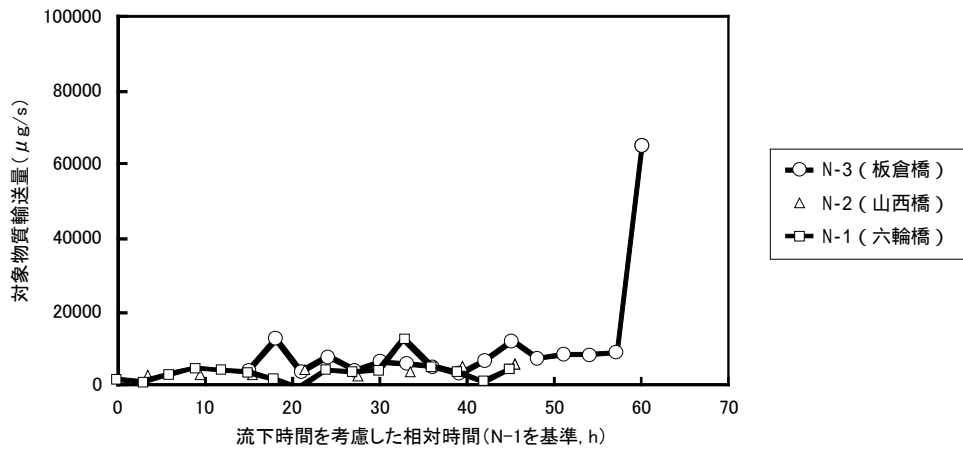
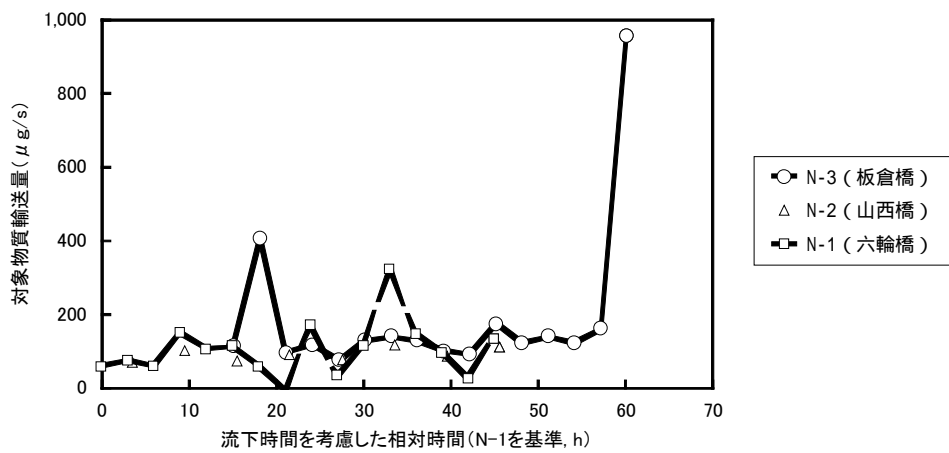


図 3-7(2) 日光川の対象物質濃度 (水質) の経時的変化



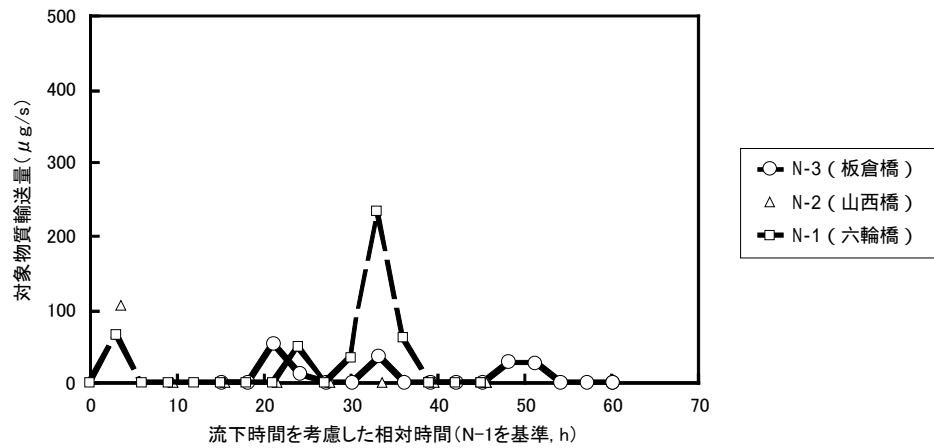
ノニルフェノール



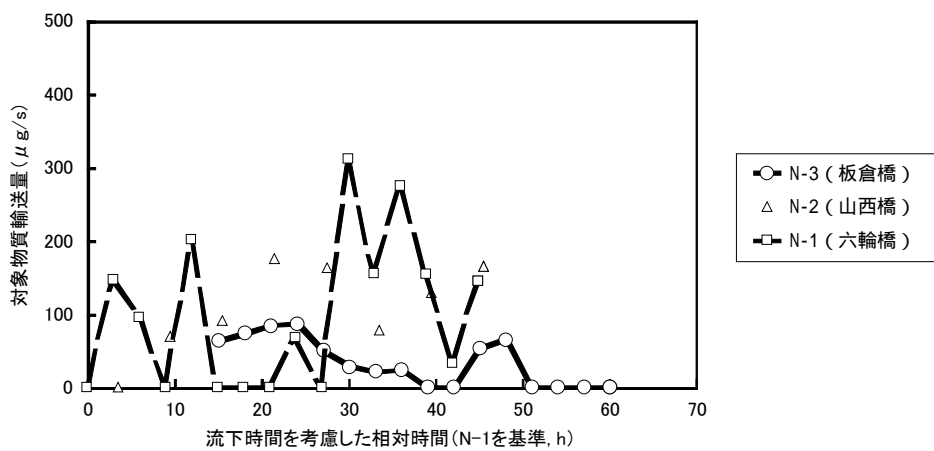
4-t-オクチルフェノール

図 3-8(1) 日光川の対象物質輸送量の経時的变化

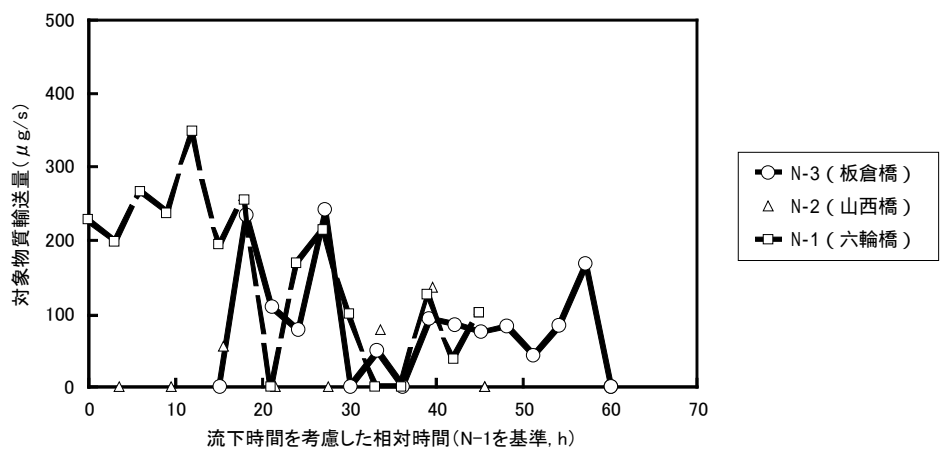
(位置の違いによる流下時間を補正)



ベンゾフェノン



2,4-ジクロロフェノール



n-ブチルベンゼン

図 3-8(2) 日光川の対象物質輸送量の経時的变化

(位置の違いによる流下時間を補正)

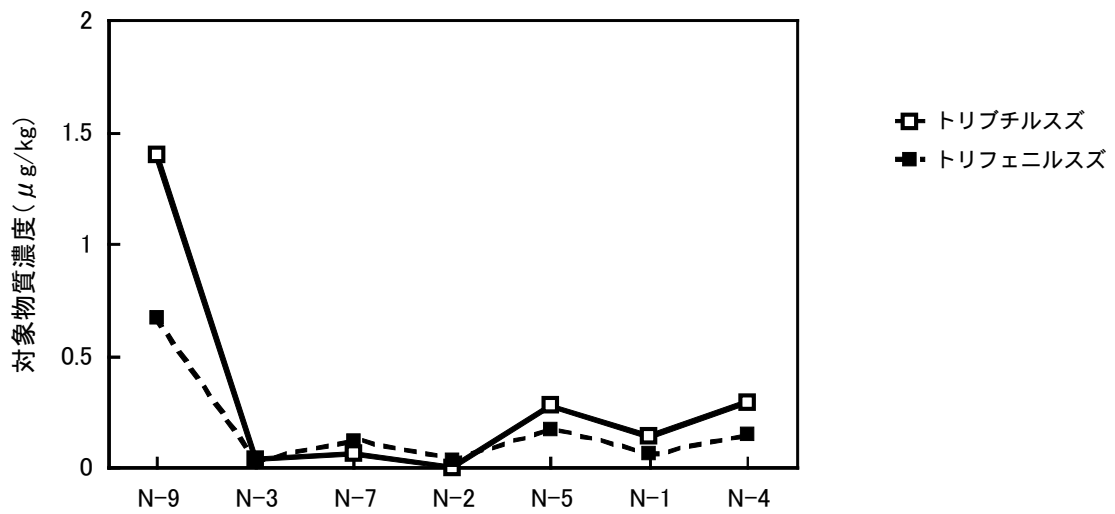
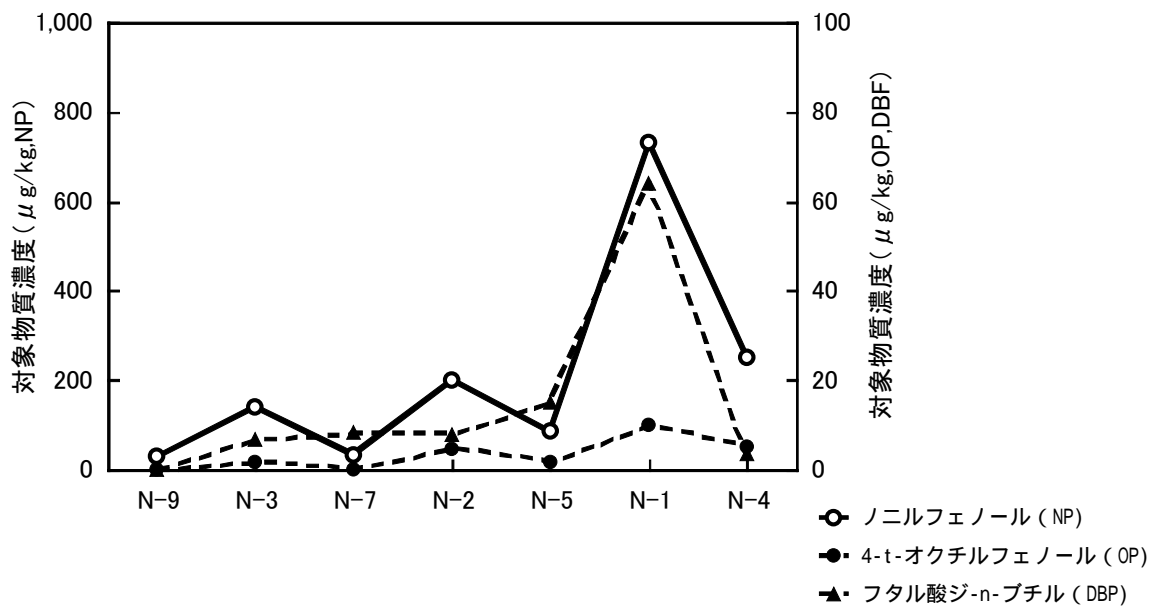


図 3-9 日光川の対象物質濃度 (底質)

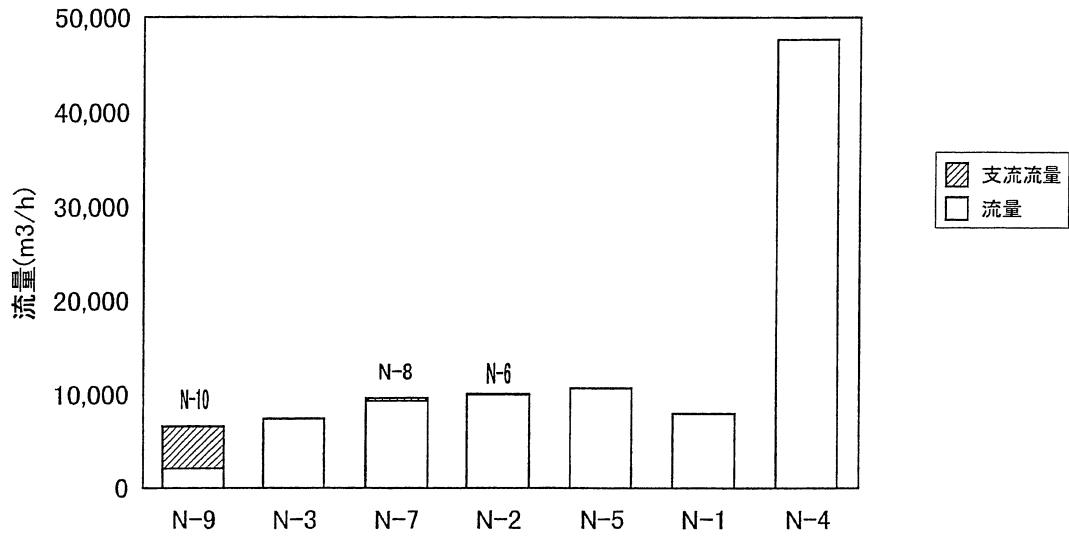


図 3-10 日光川における流量

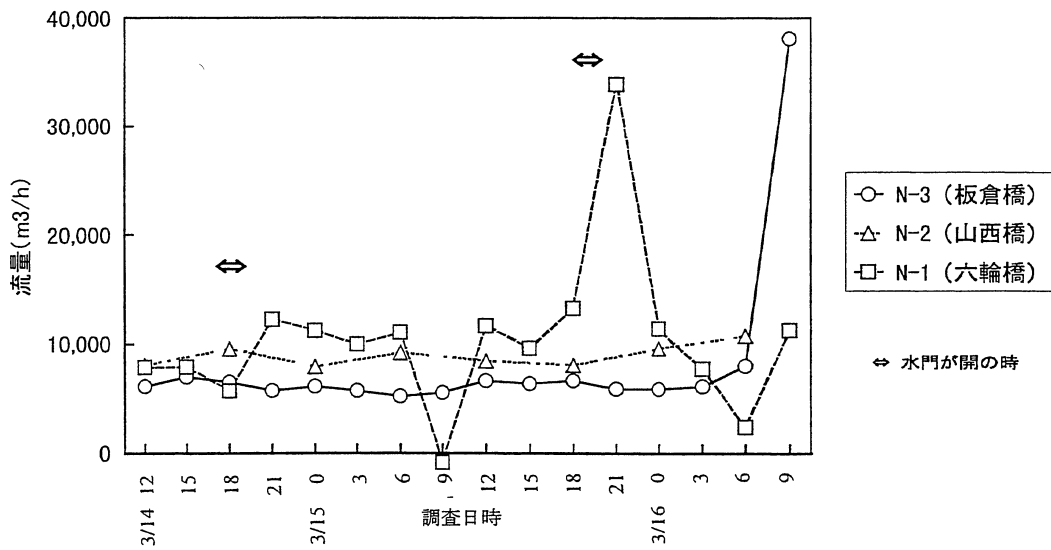


図 3-11 日光川における流量の経時的変化

表3-3(1) 日光川における対象物質の濃度(水質)

(μg/L)

No.	地点名	調査日時	アルキルフェノール類				フタル酸エステル類		有機スズ化合物		芳香族炭化水素 (VOCを除く)										知フエノール類	VOC				
			ノニルフェノール	4-オクタチルフェノール	4-エオクチルフェノール	4-ノンチルフェノール	フタル酸ジ-n-ブチル	フタル酸ジシクロヘキシル	トリブチルスズ	トリフェニルスズ	ペンタフェノン	オクタクロロスチレン	スチレン2量体					スチレン3量体					2,4-ジクロロフェノール	n-ブチルベンゼン		
													合計	1,3-ジフェニルプロペン	cis-1,2-ジフェニルシクロプロタン	trans-1,2-ジフェニルシクロプロタン	2,4-ジフェニル-1,3-ブチン	合計	2,4,6-トリフェニル-1,3,5-ヘキセン	1,3,5-トリフェニルシクロヘキサン	1-フェニル-4-(1-フェニルエチル)プロパン					
N-1(1)	六輪橋	3/14 12時	0.37	N.D.	0.015	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	0.059	
N-1(2)	六輪橋	3/14 15時	0.15	N.D.	0.019	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	0.017	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	0.038	0.051
N-1(3)	六輪橋	3/14 18時	0.96	N.D.	0.021	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	0.034	0.094
N-1(4)	六輪橋	3/14 21時	0.72	N.D.	0.025	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	0.039
N-1(5)	六輪橋	3/15 00時	0.74	N.D.	0.019	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	0.037	0.064
N-1(6)	六輪橋	3/15 03時	0.66	N.D.	0.023	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	0.040
N-1(7)	六輪橋	3/15 06時	0.31	N.D.	0.011	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	0.048
N-1(8)	六輪橋	3/15 09時	1.1	N.D.	0.020	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	0.044
N-1(9)	六輪橋	3/15 12時	0.75	N.D.	0.033	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	0.0093	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	0.013	0.032
N-1(10)	六輪橋	3/15 15時	0.80	N.D.	0.008	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	0.050
N-1(11)	六輪橋	3/15 18時	0.65	N.D.	0.019	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	0.0059	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	0.053	0.017
N-1(12)	六輪橋	3/15 21時	0.79	N.D.	0.021	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	0.015	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	0.010	N.D.
N-1(13)	六輪橋	3/16 00時	0.94	N.D.	0.028	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	0.012	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	0.053	N.D.
N-1(14)	六輪橋	3/16 03時	0.97	N.D.	0.027	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	0.044	0.036
N-1(15)	六輪橋	3/16 06時	0.86	N.D.	0.023	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	0.031	0.036
N-1(16)	六輪橋	3/16 09時	0.87	N.D.	0.027	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	0.030	0.021
N-2(1)	山西橋	3/14 12時	0.89	N.D.	0.025	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	0.038	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.
N-2(3)	山西橋	3/14 18時	0.81	N.D.	0.030	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	0.021	N.D.
N-2(5)	山西橋	3/15 00時	1.0	N.D.	0.026	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	0.033	0.020
N-2(7)	山西橋	3/15 06時	1.3	N.D.	0.028	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	0.055	N.D.
N-2(9)	山西橋	3/15 12時	0.84	N.D.	0.027	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	0.057	N.D.
N-2(11)	山西橋	3/15 18時	1.2	N.D.	0.040	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	0.027	0.027
N-2(13)	山西橋	3/16 00時	1.5	N.D.	0.026	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	0.039	0.041
N-2(15)	山西橋	3/16 06時	1.5	N.D.	0.030	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	0.045	N.D.

表3-3(2) 日光川における対象物質の濃度(水質)

No	地点名	調査日時	(μg/L)																						
			アルキルフェノール類				フタル酸エステル類		有機スス化合物		芳香族炭化水素 (VOCを除く)										クロロフェノール類	VOC			
			ノニルフェノール	4-n-オクチルフェノール	4-t-オクチルフェノール	4-n-ペンチルフェノール	フタル酸ジ-n-ブチル	フタル酸ジシクロヘキシル	トリフタルスス	トリフェニルスズ	ヘンソクエノン	オクタクロロスチレン	スチレン2量体					スチレン3量体					2,4-ジクロロフェノール	n-ブチルベンゼン	
													合計	1,3-ジフェニルプロペン	cis-1,2-ジフェニルシクロタン	trans-1,2-ジフェニルシクロタン	2,4-ジフェニル-1,3-ジテン	合計	2,4,6-トリフェニル-1-ヘキセン	1,3,5-トリフェニルシクロヘキサン	1-フェニル-4-(1-フェニルエチル)テトラリン*				
合計	1,3-ジフェニルプロペン	cis-1,2-ジフェニルシクロタン																				trans-1,2-ジフェニルシクロタン			2,4-ジフェニル-1,3-ジテン
N-3(1)	板倉橋	3/14 12時	19	ND	0.056	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	0.031	ND	
N-3(2)	板倉橋	3/14 15時	5.9	ND	0.19	ND	0.72	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	0.035	0.11	
N-3(3)	板倉橋	3/14 18時	1.8	ND	0.048	ND	ND	ND	ND	0.027	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	0.042	0.055	
N-3(4)	板倉橋	3/14 21時	4.3	ND	0.067	ND	ND	ND	ND	0.0073	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	0.050	0.045	
N-3(5)	板倉橋	3/15 00時	2.1	ND	0.041	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	0.027	0.13	
N-3(6)	板倉橋	3/15 03時	3.6	ND	0.074	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	0.016	ND	
N-3(7)	板倉橋	3/15 06時	3.6	ND	0.089	ND	ND	ND	ND	0.023	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	0.014	0.031	
N-3(8)	板倉橋	3/15 09時	2.9	ND	0.077	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	0.014	ND	
N-3(9)	板倉橋	3/15 12時	1.5	ND	0.049	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	0.046	
N-3(10)	板倉橋	3/15 15時	3.4	ND	0.047	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	0.044	
N-3(11)	板倉橋	3/15 18時	5.8	ND	0.085	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	0.026	0.037	
N-3(12)	板倉橋	3/15 21時	4.0	ND	0.068	ND	ND	ND	ND	0.016	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	0.036	0.046	
N-3(13)	板倉橋	3/16 00時	4.6	ND	0.078	ND	ND	ND	ND	0.015	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	0.024	
N-3(14)	板倉橋	3/16 03時	4.3	ND	0.065	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	0.045	
N-3(15)	板倉橋	3/16 06時	3.6	ND	0.066	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	0.069	
N-3(16)	板倉橋	3/16 09時	6.1	ND	0.090	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	
N-4	日光橋	3/14 12時	0.60	ND	0.030	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	0.034	0.093	
N-5	本甲一色橋	3/14 12時	0.92	ND	0.023	ND	ND	ND	ND	0.029	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	0.037	ND	
N-6	新四ツ屋橋	3/14 12時	0.68	ND	0.007	ND	ND	ND	ND	0.011	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	
N-7	天王橋	3/14 12時	1.7	ND	0.038	ND	ND	ND	ND	0.0068	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	0.051	
N-8	築込二号橋	3/14 12時	0.23	ND	0.014	ND	ND	ND	ND	0.043	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	
N-9	花福橋	3/14 12時	1.0	ND	0.014	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	
N-10	江向橋	3/14 12時	2.4	ND	0.085	ND	ND	ND	ND	0.028	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	
検出限界値			0.0034	0.005	0.0031	0.0062	0.5	0.012	0.00090	0.00035	0.0053	0.0046	—	0.0027	0.0042	0.005	0.0045	—	0.0045	0.0064	0.0029	0.01	0.01		

*1-フェニル-4-(1-フェニルエチル)テトラリンは 1a-フェニル-4a (1-フェニルエチル)テトラリン、1a-フェニル-4e-(1-フェニルエチル)テトラリン、1e-フェニル-4a (1-フェニルエチル)テトラリン及び1e-フェニル-4e-(1-フェニルエチル)テトラリンの合計
 ND 検出限界値未満を示す。

表3-4 日光川における対象物質の濃度（底質）

No.	地点名	(μg/kg)																					
		アルキルフェノール類				フタル酸エステル類		有機スズ化合物		芳香族炭化水素（VOCを除く）								加口フェノール類	VOC				
		ノニルフェノール	4-n-オクタチルフェノール	4-t-オクタチルフェノール	4-n-ペンチルフェノール	フタル酸ジ-n-ブチル	フタル酸ジシクロヘキシル	トリブチルスズ	トリフェニルスズ	ベンゾフェノン	オクタクロロスチレン	スチレン2量体				スチレン3量体				2,4-ジクロロフェノール	n-ブチルベンゼン		
合計	1,3-ジフェニルプロペン											cis-1,2-ジフェニルシクロブタン	trans-1,2-ジフェニルシクロブタン	2,4-ジフェニル-1,3-ブチン	合計	2,4,6-トリフェニル-1-ヘキセン	1,3,5-トリフェニルシクロヘキサン	1-フェニル-4-(1-フェニルエチル)テトラリン*					
N-1	六輪橋	730	N.D.	10	N.D.	64	N.D.	0.14	0.063	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.
N-2	山西橋	200	N.D.	4.5	N.D.	7.8	N.D.	N.D.	0.032	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.
N-3	板倉橋	140	N.D.	1.7	N.D.	6.7	N.D.	0.037	0.039	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.
N-4	日光橋	250	N.D.	5.0	N.D.	3.4	N.D.	0.29	0.15	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.
N-5	本甲一色橋	85	N.D.	1.7	N.D.	15	N.D.	0.28	0.17	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.
N-6	新四ツ屋橋	140	N.D.	6.3	N.D.	88	N.D.	0.80	0.21	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.
N-7	天王橋	31	N.D.	N.D.	N.D.	8.3	N.D.	0.064	0.12	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.
N-8	築込二号橋	130	N.D.	2.2	N.D.	76	N.D.	0.24	0.40	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.
N-9	花福橋	28	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	1.40	0.67	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.
N-10	江向橋	200	N.D.	1.7	N.D.	N.D.	N.D.	0.068	0.061	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.
検出限界値		0.49	0.35	0.99	0.62	0.47	0.29	0.025	0.025	0.30	0.40	—	0.16	0.094	0.17	0.17	—	0.055	0.16	0.30	0.76	0.32	

*1-フェニル-4-(1-フェニルエチル)テトラリンは、1a-フェニル-4a-(1-フェニルエチル)テトラリン、1a-フェニル-4e-(1-フェニルエチル)テトラリン、1e-フェニル-4a-(1-フェニルエチル)テトラリン及び1e-フェニル-4e-(1-フェニルエチル)テトラリンの合計

N.D.:検出限界値未満を示す。

表3-5 日光川における対象物質の濃度（魚類）

(μg/kg)

No.	魚種	体長 (cm)	体重 (g)	アルキルフェノール類				フタル酸エステル類		有機スズ化合物		芳香族炭化水素（VOCを除く）										加口フェノール類	VOC			
				ノニルフェノール	4-n-オクチルフェノール	4+t-オクチルフェノール	4-n-ペンチルフェノール	フタル酸ジ-n-ブチル	フタル酸ジシクロヘキシル	トリブチルスズ	トリフェニルスズ	ペンタフェノン	オクタクロロスチレン	スチレン2量体				スチレン3量体				2,4-ジクロロフェノール	n-ブチルベンゼン			
														合計	1,3-ジフェニルプロペン	cis-1,2-ジフェニルシクロプロタン	trans-1,2-ジフェニルシクロプロタン	2,4-ジフェニル-1,3-ブチン	合計	2,4,6-トリフェニル-1,4-ヘキセン	1,3,5-トリフェニルシクロヘキサン			1-フェニル-4-(1-フェニルエチル)テトラリン*		
1	フナ	14.6	107	140	N.D.	3.7	N.D.	N.D.	N.D.	0.35	0.26	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.
2	フナ	13.7	94	360	N.D.	4.6	N.D.	31	N.D.	0.76	1.2	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.
3	フナ	10+14	35+77	120	N.D.	2.1	N.D.	58	N.D.	0.12	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.
4	フナ	10+12	37+63	190	N.D.	3.3	N.D.	35	N.D.	0.28	0.12	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.
5	フナ	12+12	44+53	74	N.D.	1.6	N.D.	35	N.D.	0.080	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.
6	フナ	11+12	44+52	23	N.D.	N.D.	N.D.	13	N.D.	0.40	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.
7	フナ	11+10	47+44	71	N.D.	1.1	N.D.	2.1	N.D.	1.3	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.
8	フナ	10+9+9	34+25+25	57	N.D.	0.9	N.D.	N.D.	N.D.	1.0	0.08	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.
9	フナ	9+9+10	28+25+27	71	N.D.	0.8	N.D.	N.D.	N.D.	0.28	0.19	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.
10	フナ	9+8+6+9	20+13+8+21	140	N.D.	1.9	N.D.	N.D.	N.D.	2.0	0.08	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.
検出限界値				0.49	0.50	0.68	0.64	0.49	0.48	0.029	0.025	0.29	0.55	—	0.36	0.41	0.52	0.66	—	0.31	0.16	0.55	0.39	0.59		

*1-フェニル-4-(1-フェニルエチル)テトラリンは、1a-フェニル-4a-(1-フェニルエチル)テトラリン、1a-フェニル-4e-(1-フェニルエチル)テトラリン、1e-フェニル-4a-(1-フェニルエチル)テトラリン及び1e-フェニル-4e-(1-フェニルエチル)テトラリンの合計

N.D.: 検出限界値未満を示す。

No.3～10は、分析必要量を確保するため複数個体を合わせた。

表 3-6 日光川におけるその他の項目の調査結果（大気、水質，底質）

No.	地点名	大気	水質				底質					
		気温 ()	水温 ()	pH	DO (mg/L)	SS (mg/L)	密度 (g/cm3)	水分率 (%)	強熱減量 (%)	T-N (mg/kg・dry)	T-P (mg/kg・dry)	TOC (%)
N-1	六輪橋	10.9	10.5	7.2	4.3	8.4	2.602	37.3	3.51	500	1600	1.13
N-2	山西橋	10.8	15.4	7.4	4.9	19.9	2.621	29.4	1.04	150	710	0.26
N-3	板倉橋	11.2	12.3	7.1	6.6	12.4	2.630	23.6	1.48	100	400	0.30
N-4	日光橋	8.0	11.0	6.9	2.4	12.9	2.579	42.6	4.69	850	3000	1.69
N-5	本甲一色橋	6.4	11.6	6.9	3.6	36.4	2.606	20.0	1.17	200	820	0.28
N-6	新四ツ屋橋	4.1	5.4	6.8	6.0	19.4	2.466	57.8	7.42	2200	5200	2.65
N-7	天王橋	4.6	13.0	7.0	3.7	16.9	2.622	22.0	1.14	150	540	0.24
N-8	築込二号橋	7.0	9.4	7.1	6.0	22.4	2.455	68.8	10.7	3900	4200	3.93
N-9	花福橋	11.3	13.8	6.8	8.9	9.4	2.607	25.5	1.17	100	330	0.22
N-10	江向橋	10.4	10.1	6.9	3.0	10.4	2.585	24.5	1.69	250	540	0.49

表 3-7 日光川におけるその他の項目の調査結果（水質連続調査）

調査日時	六輪橋 (N-1)					山西橋 (N-2)					板倉橋 (N-3)				
	No.	水温 ()	pH	DO (mg/L)	SS (mg/L)	No.	水温 ()	pH	DO (mg/L)	SS (mg/L)	No.	水温 ()	pH	DO (mg/L)	SS (mg/L)
3/14 12時	N-1(1)	10.5	7.2	4.3	8.4	N-2(1)	15.4	7.4	4.9	19.9	N-3(1)	12.3	7.1	6.6	12.4
3/14 15時	N-1(2)	11.1	7.2	4.7	10.1						N-3(2)	14.0	7.0	8.9	16.4
3/14 18時	N-1(3)	11.5	7.2	5.2	10.7	N-2(3)	15.0	7.4	5.6	12.4	N-3(3)	12.9	7.0	7.6	13.9
3/14 21時	N-1(4)	12.5	6.9	4.3	11.4						N-3(4)	12.2	6.9	3.2	14.4
3/15 00時	N-1(5)	12.8	7.1	3.4	10.9	N-2(5)	12.4	7.4	5.2	31.9	N-3(5)	11.7	6.8	1.2	12.9
3/15 03時	N-1(6)	12.4	7.1	3.2	12.9						N-3(6)	11.1	6.9	1.0	12.9
3/15 06時	N-1(7)	11.5	7.2	3.2	11.4	N-2(7)	12.4	7.3	3.9	37.9	N-3(7)	9.9	6.9	1.1	12.9
3/15 09時	N-1(8)	11.9	7.2	3.2	11.4						N-3(8)	10.9	6.9	2.4	17.4
3/15 12時	N-1(9)	12.6	7.3	3.5	8.9	N-2(9)	15.6	7.3	4.9	14.4	N-3(9)	13.6	7.0	6.4	18.4
3/15 15時	N-1(10)	13.7	7.2	4.0	9.4						N-3(10)	15.7	7.0	9.1	14.4
3/15 18時	N-1(11)	13.4	7.2	4.2	7.9	N-2(11)	17.9	7.3	5.2	11.4	N-3(11)	14.9	6.9	7.1	11.4
3/15 21時	N-1(12)	14.7	7.1	3.2	6.4						N-3(12)	14.3	6.9	2.9	12.9
3/16 00時	N-1(13)	15.7	7.1	3.5	11.9	N-2(13)	14.9	7.3	4.5	20.9	N-3(13)	13.5	6.9	1.8	13.4
3/16 03時	N-1(14)	15.9	7.2	2.6	11.9						N-3(14)	13.4	7.0	0.6	15.9
3/16 06時	N-1(15)	14.9	7.2	3.0	14.4	N-2(15)	13.4	7.2	3.6	14.9	N-3(15)	12.2	6.9	1.1	25.9
3/16 09時	N-1(16)	14.0	7.3	3.6	11.4						N-3(16)	9.7	6.8	4.1	263.4

表3-8 日光川の河川流量(全調査点)

区間	距離 (km)	区間流入点			区間流入支流			区間流入 総流量 (m ³ /h)	区間流出点						
		No	断面積 (m ²)	流速 (cm/s)	流量 (m ³ /h)	No	断面積 (m ²)		流速 (cm/s)	流量 (m ³ /h)	No	断面積 (m ²)	流速 (cm/s)	流量 (m ³ /h)	
A	N-9 ~ N-3	1.010	N-9	1.16	50.3	2110	N-10	3.58	34.5	4450	6560	N-3	7.10	29.0	7400
B	N-3 ~ N-7	4.040	N-3	7.10	29.0	7400					7400	N-7	11.3	22.9	9300
C	N-7 ~ N-2	1.900	N-7	11.3	22.9	9300	N-8	0.43	19.4	300	9600	N-2	6.74	41.2	10000
D	N-2 ~ N-5	1.970	N-2	6.74	41.2	10000	N-6	2.49	0.83	80	10080	N-5	12.0	24.7	10700
E	N-5 ~ N-1	4.170	N-5	12.0	24.7	10700					10700	N-1	56.2	3.88	7840
F	N-1 ~ N-4	3.350	N-1	56.2	3.88	7840	有	未計測	未計測	未計測	未計測	N-4	103.3	12.8	47700

表3-9 日光川の河川流量(連続調査点)

調査日時	六輪橋 (N-1)				山西橋 (N-2)				板倉橋 (N-3)			
	No.	断面積 (m ²)	平均流速 (cm/s)	流量 (m ³ /h)	No.	断面積 (m ²)	平均流速 (cm/s)	流量 (m ³ /h)	No.	断面積 (m ²)	平均流速 (cm/s)	流量 (m ³ /h)
3/15 12時	N-1(1)	56.2	3.9	7800	N-2(1)	6.74	41.2	10000	N-3(1)	7.10	29.0	7400
3/15 15時	N-1(2)	56.2	3.9	7800					N-3(2)	6.65	32.1	7670
3/15 18時	N-1(3)	55.7	2.8	5700	N-2(3)	6.95	47.8	12000	N-3(3)	6.65	29.8	7120
3/15 21時	N-1(4)	55.9	6.1	12200					N-3(4)	6.16	28.1	6240
3/16 00時	N-1(5)	57.0	5.4	11200	N-2(5)	6.95	39.9	10000	N-3(5)	6.65	28.0	6700
3/16 03時	N-1(6)	57.0	4.9	10000					N-3(6)	6.32	27.6	6270
3/16 06時	N-1(7)	57.8	5.3	11100	N-2(7)	7.37	43.1	11400	N-3(7)	6.32	25.2	5730
3/16 09時	N-1(8)	60.0	-0.4	-880					N-3(8)	6.48	26.0	6060
3/16 12時	N-1(9)	61.1	5.3	11600	N-2(9)	6.32	45.3	10300	N-3(9)	6.65	30.3	7260
3/16 15時	N-1(10)	62.2	4.3	9580					N-3(10)	6.32	30.5	6950
3/16 18時	N-1(11)	62.5	5.9	13200	N-2(11)	6.74	43.0	10400	N-3(11)	6.81	29.9	7330
3/16 21時	N-1(12)	60.3	15.6	33800					N-3(12)	6.32	28.3	6430
3/17 00時	N-1(13)	61.1	5.2	11400	N-2(13)	6.95	47.5	11900	N-3(13)	6.65	27.0	6450
3/17 03時	N-1(14)	61.1	3.5	7710					N-3(14)	6.65	28.0	6700
3/17 06時	N-1(15)	62.2	1.1	2400	N-2(15)	7.16	51.1	13100	N-3(15)	6.48	37.5	8760
3/17 09時	N-1(16)	64.4	4.8	11200					N-3(16)	9.74	108.9	38200

3. 河川調査（境川）

（1）調査結果

全調査点は、平成 11 年 3 月 21 日正午に同時に調査を行った。48 時間調査を行う調査地点は、この 3 月 21 日正午を含め 3 月 22 日 9 時まで調査を行った。生物の採取は 3 月 22 日に行った。

ア 対象物質の濃度

（ア）水質

水質調査において測定された対象物質濃度を、表 3-10 に示した。

対象物質のうち、ノニルフェノールが全調査点で検出され、4-n-オクチルフェノール、4-n-ペンチルフェノール、フタル酸ジシクロヘキシル、トリブチルスズ、トリフェニルスズ、オクタクロロスチレン、スチレン 2 量体・3 量体、2,4-ジクロロフェノール及び n-ブチルベンゼンは検出されなかった。

検出された対象物質濃度を本流の上流から下流へと見ると（図 3-12，図 3-13，左 右），上流域の S-3～S-7 では、ノニルフェノール、4-t-オクチルフェノール及びベンゾフェノンの濃度及び輸送量が高くなっていた。この上流域では、非鉄金属製造業、金属製品製造業、電気機械器具製造業及び教育の届け出た排水の量（以下、届出排出量という。）が多くなっていた。下流域の S-5 ではベンゾフェノンが濃度及び輸送量が高くなっていた。この下流域では、飲料・たばこ・飼料製造業、医療業、学術研究機関の届出排出量が多くなっていた（図 3-14）³⁾。

48 時間調査では、対象物質の濃度変化に規則性は認められなかった（図 3-15）。対象物質の輸送量を、各調査地点間の流下所用時間を

考慮して、同一水塊が軸上で一致するように図 3-16 示したが、対象物質の輸送量変化のパターンは一致しなかった。

(ア) 底質

底質において測定された対象物質濃度を、表 3-11 に示した。

対象物質のうち、フタル酸ジ-n-ブチルが全調査点で検出され、4-n-オクチルフェノール、4-n-ペンチルフェノール、フタル酸ジシクロヘキシル、オクタクロロスチレン、スチレン 2 量体・3 量体、2,4-ジクロロフェノール及び n-ブチルベンゼンは検出されなかった。

検出された対象物質濃度を本流の上流から下流へ見ると(図 3-17)、ノニルフェノール、4-t-オクチルフェノールが S-2 で、トリフェニルスズ及びベンゾフェノンが S-9 で、フタル酸ジ-n-ブチルが S-6 で、トリブチルスズが S-7 で、高くなっていた。

(イ) 生物

S-7~S-6 付近において、コイが採取され、その体内(全量)の対象物質の濃度を、表 3-12 に示した。

対象物質のうち、全検体で検出された物質はなく、4-n-オクチルフェノール、4-n-ペンチルフェノール、フタル酸ジシクロヘキシル、ベンゾフェノン、オクタクロロスチレン、スチレン 2 量体・3 量体、2,4-ジクロロフェノール及び n-ブチルベンゼンは検出されなかった。

イ その他の調査項目

その他の調査結果を、表 3-13~3-16 に示した。

河川流量は下流ほど多くなっていた(図 3-18)。48 時間調査での流量の経時的变化(図 3-19)は、いずれの調査点とも 1.5~1.6 倍の変化にとどまっていた。

(2) 考察

得られた実測値を基本モデルのパラメータに使用するために、考察を加えた。

ア 水質調査における輸送量変化

日光川と同様に、対象物質の輸送量が大きくなっている地点では、特定事業所届出排水量が多くなっていた。ノニルフェノールにおいては、経時的濃度変化が約 2 倍と少ないこと、濃度及び輸送量が増加していること (S-9~S-8 間で濃度が 0.18 1.2 $\mu\text{g/L}$ 、輸送量が 16 220 $\mu\text{g/s}$) から、S-9~S8 付近にノニルフェノールの負荷源があるものと推定された。他の対象物質については、濃度の経時的変化が大きいため、本結果のみでは負荷源を推定することは困難であると考えられた。

48 時間調査では、対象物質の濃度変化に規則性は認められず、流下所用時間を考慮した輸送量変化のパターンも一致しなかった。これは、複数の負荷源が異なった位置に存在し、それぞれの負荷源の影響を受けるためと考えられた。

ア 底質調査における濃度変化

底質において、ノニルフェノールと 4-*t*-オクチルフェノール及びトリブチルスズとトリフェニルスズは、それぞれ似た分布を示していた。

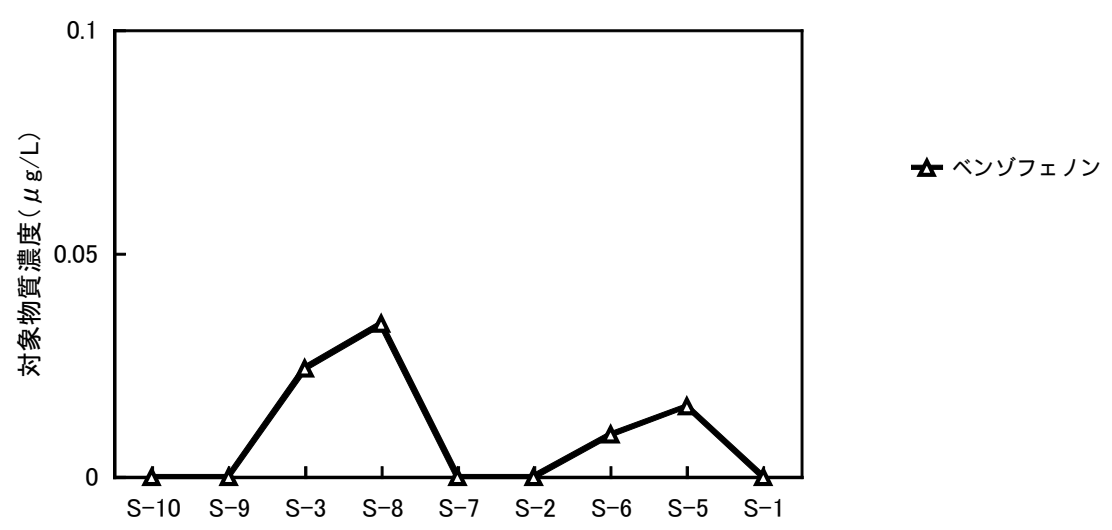
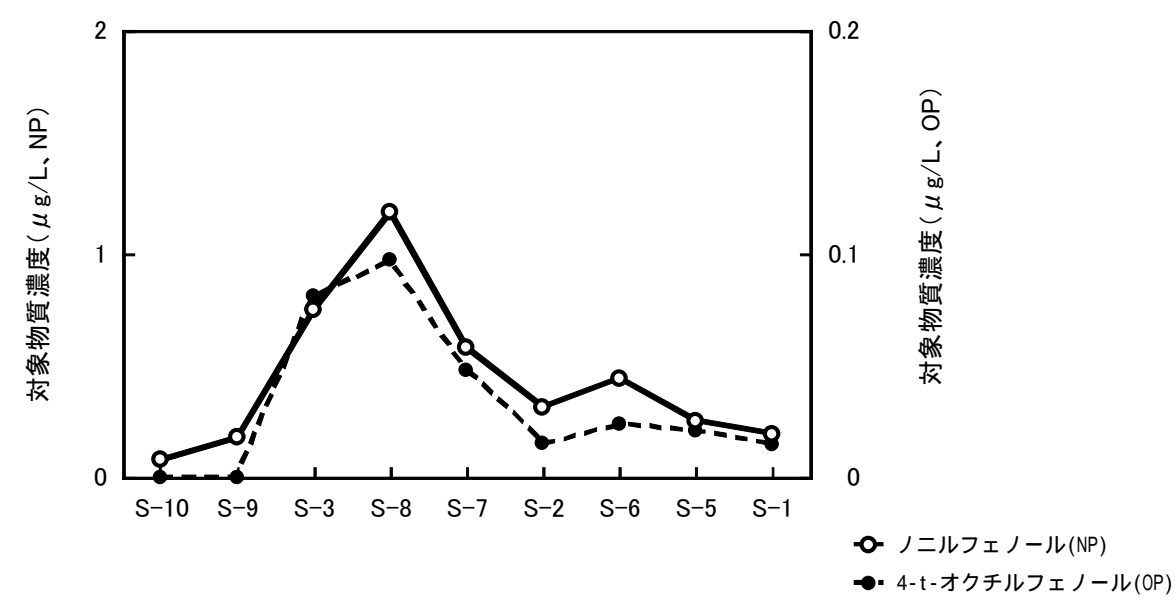


図 3-12 境川水質中の対象物質濃度

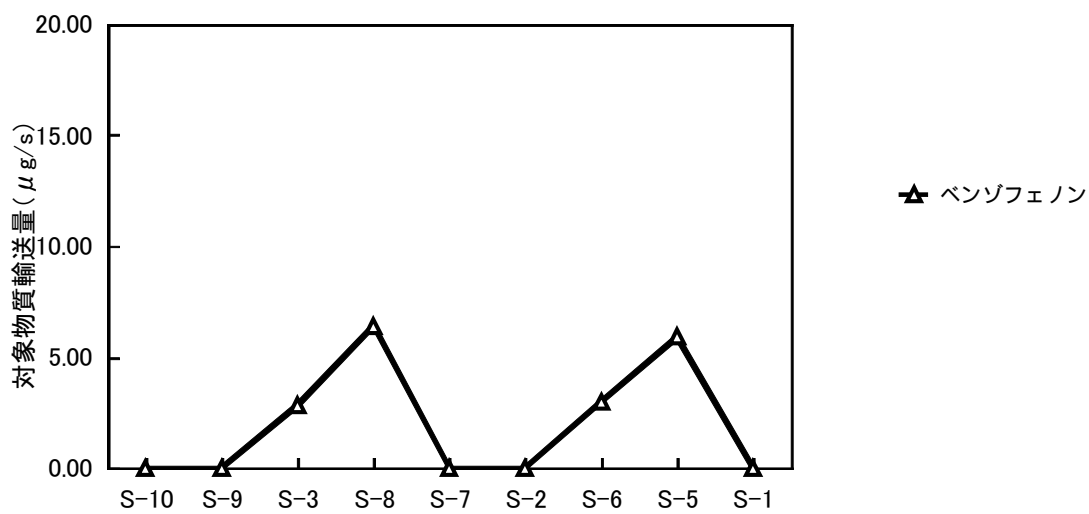
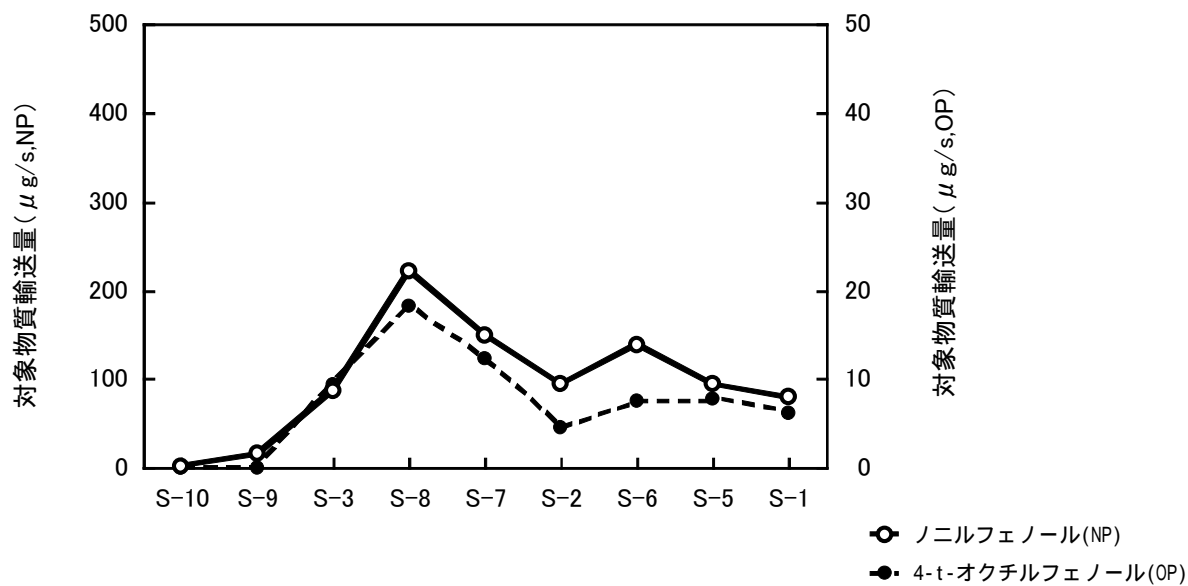


図 3-13 境川の対象物質輸送量

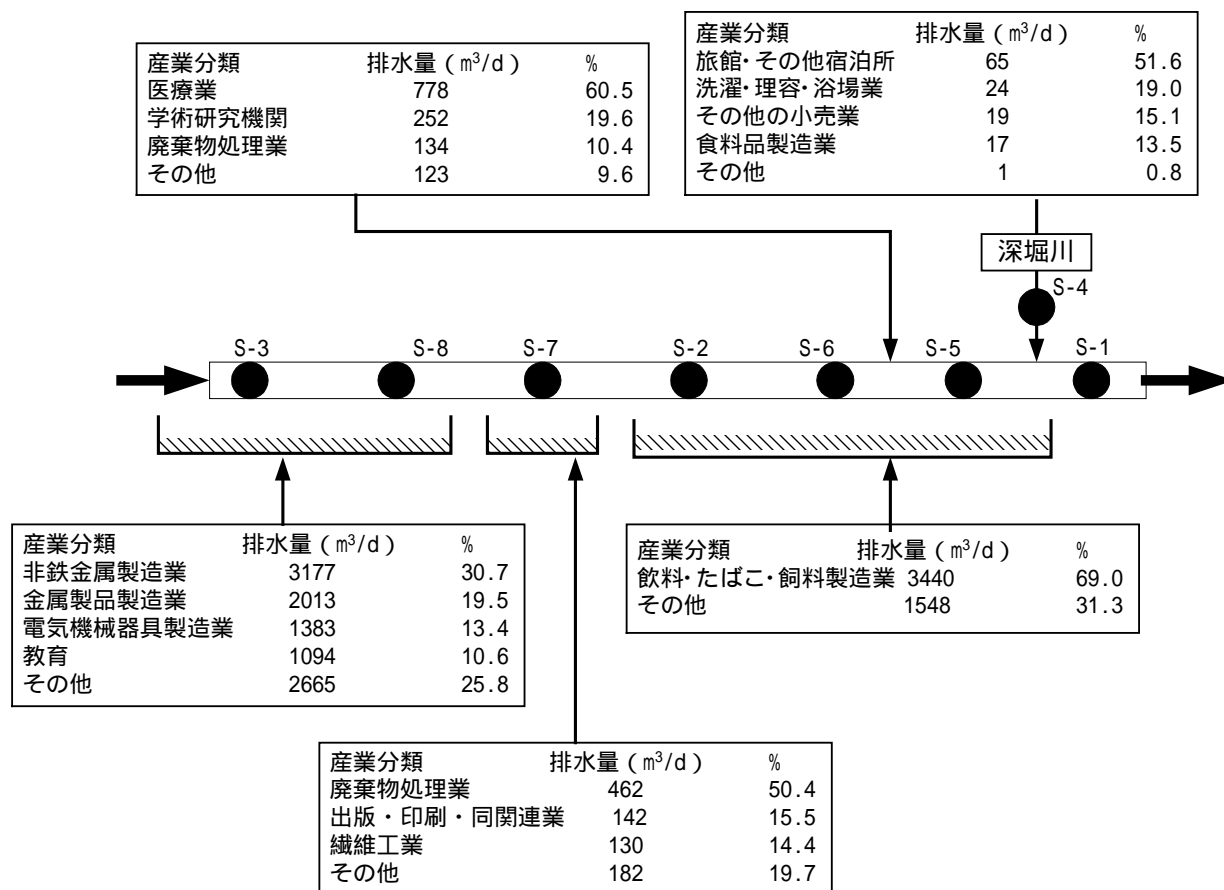


図 3-14 境川へ排出する特定事業場業種

水質汚濁防止法に定める特定事業場を、「日本標準産業分類」(総務庁)の中分類に従って業種を区分し、届出排水量を集計した。
 なお、10%未満の業種については「その他」として合算した。

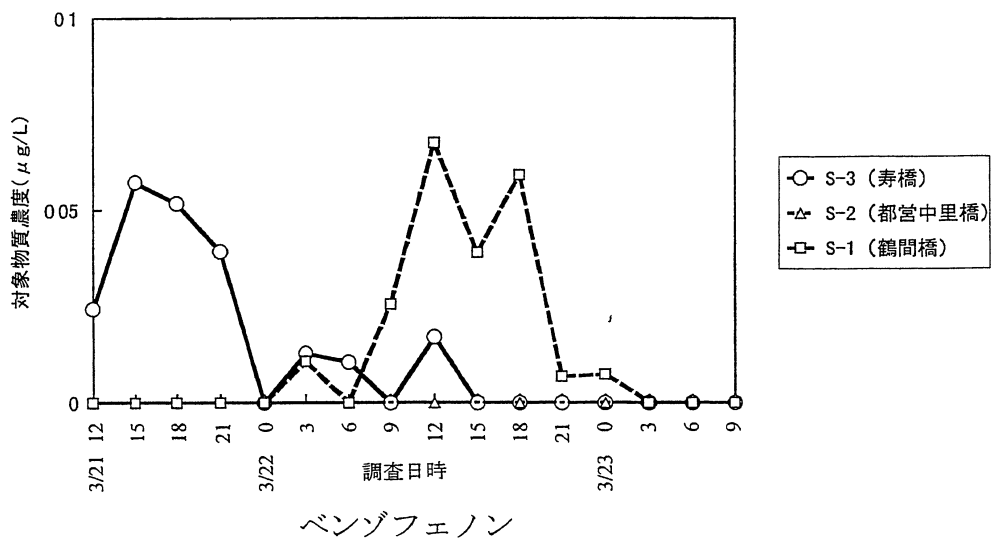
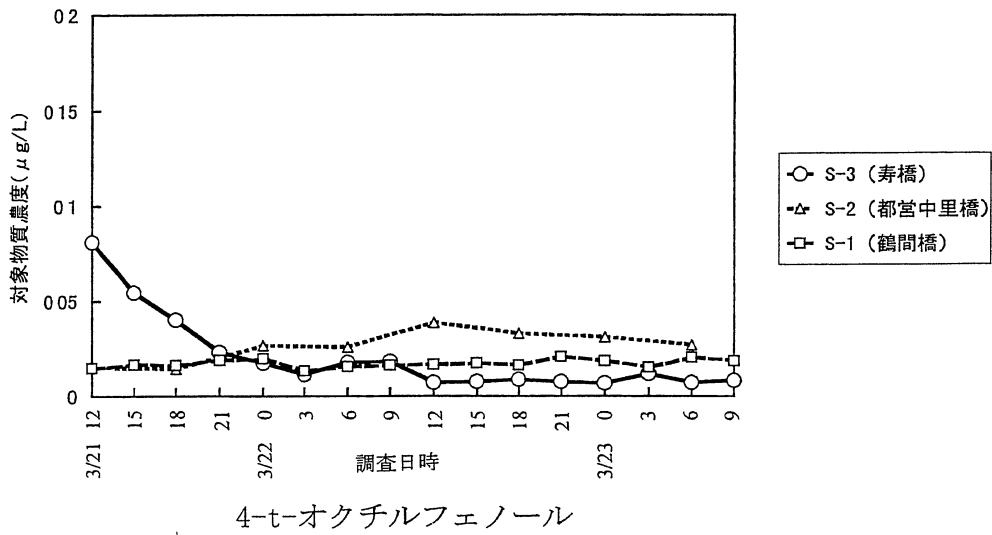
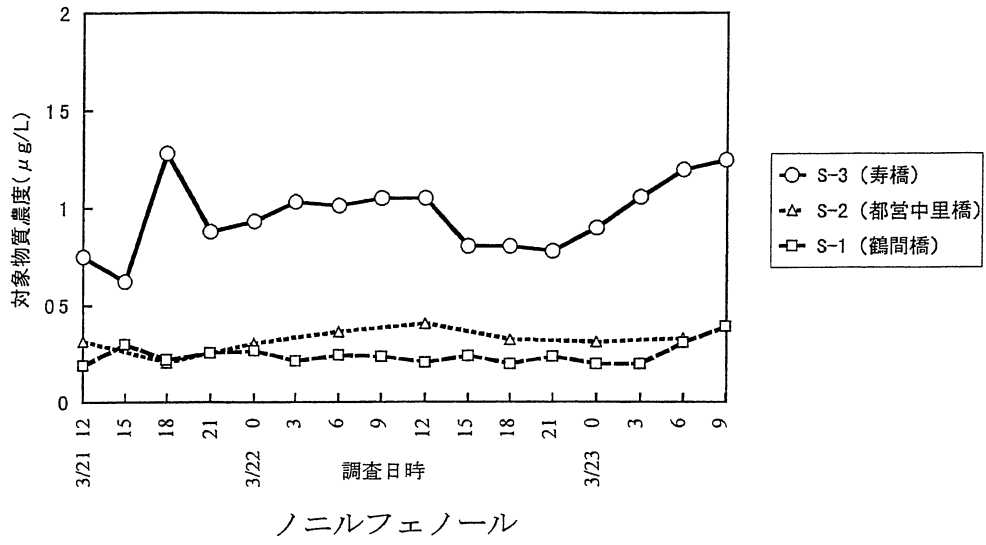
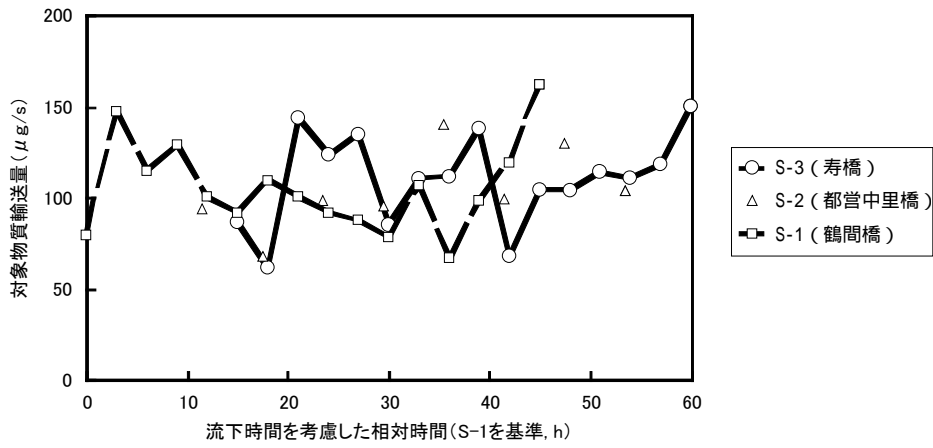
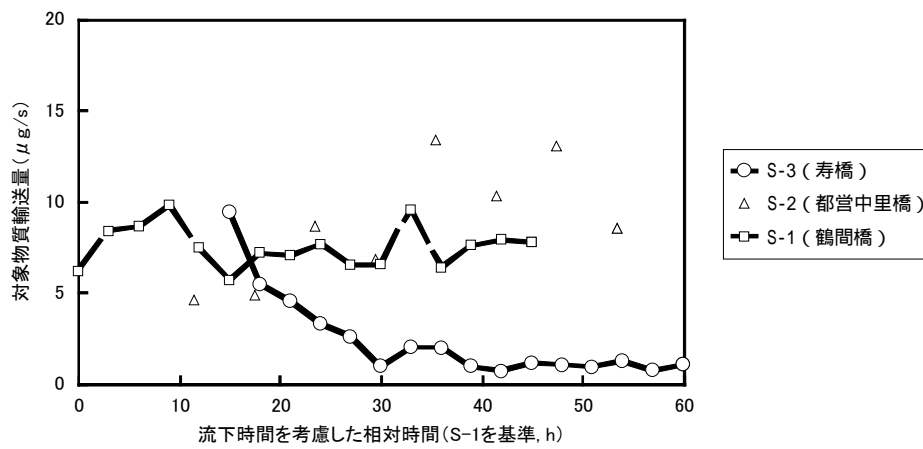


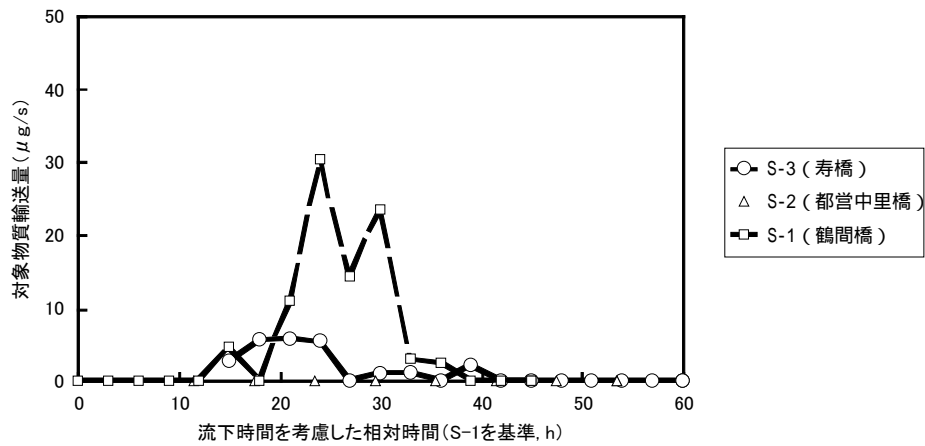
図 3-15 境川の対象物質濃度 (水質) の経時的変化



ノニルフェノール



4-t-オクチルフェノール



ベンゾフェノン

図 3-16 境川の対象物質輸送量の経時的变化

(位置の違いによる流下時間を補正)

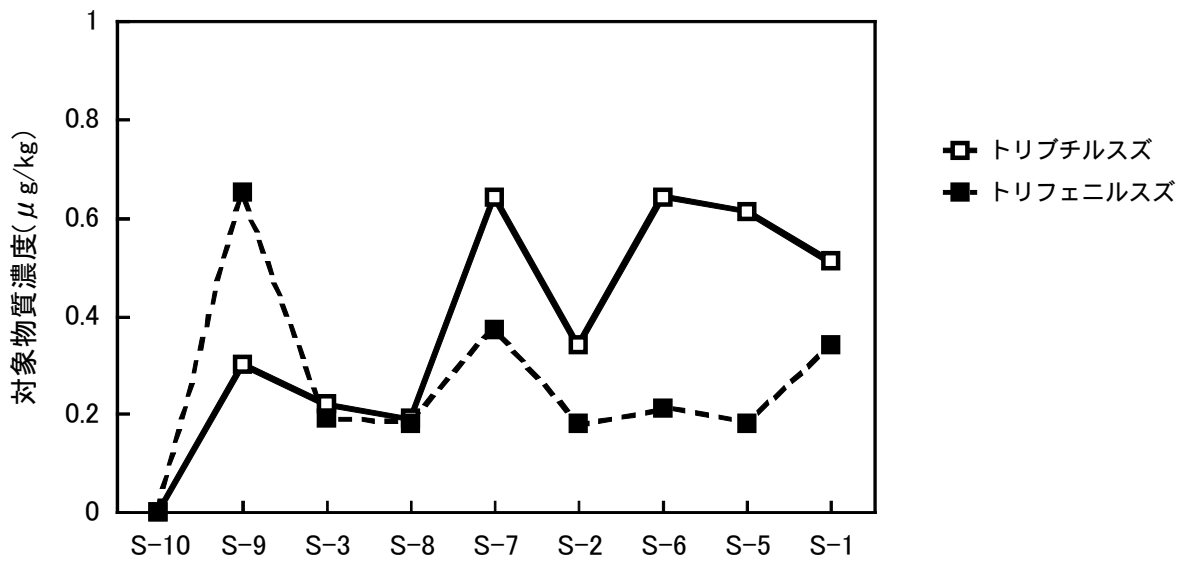
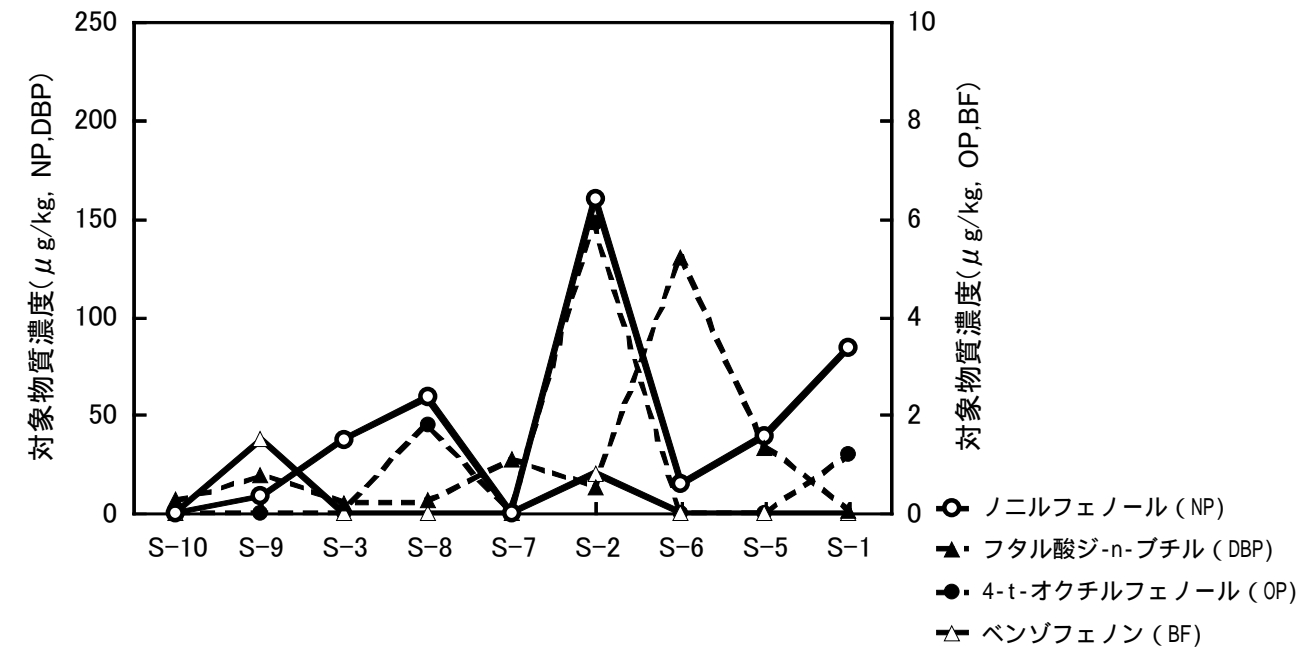


図 3-17 境川の対象物質濃度 (底質)

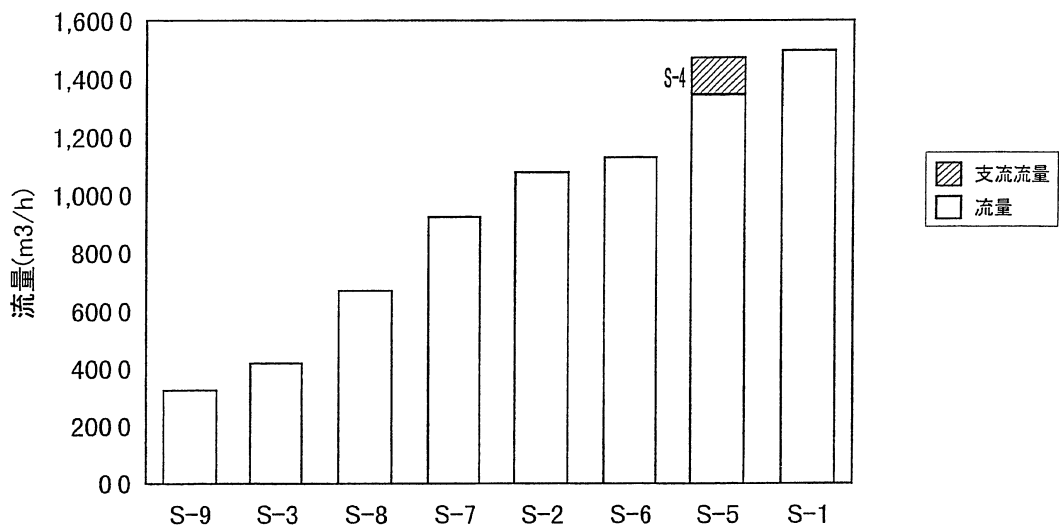


図 3-18 境川における流量

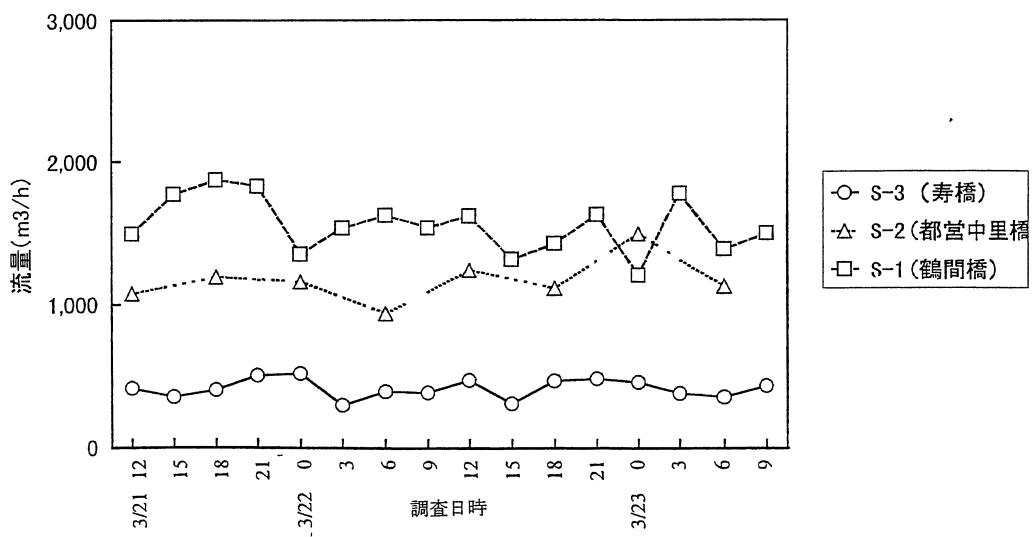


図 3-19 境川における流量の経時的変化

表3-10 (2) 境川における対象物質の濃度 (水質)

(μg/L)

No	地点名	調査日時	アルキルフェノール類				フタル酸エステル類		有機スス化合物		芳香族炭化水素 (VOCを除く)										クロフェノール類	VOC			
			ノニルフェノール	4-n-オクチルフェノール	4-t-オクチルフェノール	4-n-ペンチルフェノール	フタル酸ジ-n-プロピル	フタル酸ジ-n-ブチル	トリプロチルスス	トリフェニルスス	ヘソプロチノン	オクタクロステレン	スチレン2量体				スチレン3量体				2,4-ジクロロフェノール	p-チルヘンゼン			
													合計	1,3-ジフェニルプロペン	o,s-1,2-ジフェニルシクロブタン	trans-1,2-ジフェニルシクロブタン	2,4-ジフェニル1-ブチン	合計	2,4,6-トリフェニル1-ヘキセン	1,3,5-トリフェニルシクロヘキサチン			1-フェニル-4-(1-フェニルエチル)テトラリン*		
S-3(1)	寿橋	3/21 12時	0.75	ND	0.081	ND	ND	ND	ND	0.024	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
S-3(2)	寿橋	3/21 15時	0.62	ND	0.055	ND	ND	ND	ND	0.057	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
S-3(3)	寿橋	3/21 18時	1.3	ND	0.040	ND	ND	ND	ND	0.052	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
S-3(4)	寿橋	3/21 21時	0.88	ND	0.023	ND	ND	ND	ND	0.039	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
S-3(5)	寿橋	3/22 00時	0.93	ND	0.018	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
S-3(6)	寿橋	3/22 03時	1.0	ND	0.012	ND	ND	ND	ND	0.013	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
S-3(7)	寿橋	3/22 06時	1.0	ND	0.018	ND	ND	ND	ND	0.011	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
S-3(8)	寿橋	3/22 09時	1.0	ND	0.018	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
S-3(9)	寿橋	3/22 12時	1.1	ND	0.0072	ND	ND	ND	ND	0.017	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
S-3(10)	寿橋	3/22 15時	0.80	ND	0.0077	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
S-3(11)	寿橋	3/22 18時	0.81	ND	0.0086	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
S-3(12)	寿橋	3/22 21時	0.78	ND	0.0076	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
S-3(13)	寿橋	3/23 00時	0.90	ND	0.0070	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
S-3(14)	寿橋	3/23 03時	1.1	ND	0.012	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
S-3(15)	寿橋	3/23 06時	1.2	ND	0.0075	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
S-3(16)	寿橋	3/23 09時	1.2	ND	0.0086	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
S-4	俣堀川	3/21 12時	1.3	ND	0.019	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
S-5	鶴金橋	3/21 12時	0.25	ND	0.021	ND	ND	ND	ND	0.016	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
S-6	幸延寺橋	3/21 12時	0.44	ND	0.024	ND	ND	ND	ND	0.0095	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
S-7	馬場橋	3/21 12時	0.58	ND	0.048	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
S-8	昭和橋	3/21 12時	1.2	ND	0.098	ND	ND	ND	ND	0.034	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
S-9	二国橋	3/21 12時	0.18	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
S-10	風戸橋	3/21 12時	0.078	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
検出限界値			0.0034	0.005	0.0031	0.0062	0.5	0.012	0.00090	0.00035	0.0053	0.0046	—	0.0027	0.0042	0.005	0.0045	—	0.0045	0.0064	0.0029	0.01	0.01	0.01	0.01

*1-フェニル-4-(1-フェニルエチル)テトラリンは、1a-フェニル-4a-(1-フェニルエチル)テトラリン、1a-フェニル-4e-(1-フェニルエチル)テトラリン、1e-フェニル-4a-(1-フェニルエチル)テトラリン及び1e-フェニル-4e-(1-フェニルエチル)テトラリンの合計
 ND 検出限界値未満を示す。

表3-11 境川における対象物質の濃度（底質）

No.	地点名	(μg/kg)																						
		アルキルフェノール類				フタル酸エステル類		有機スズ化合物		芳香族炭化水素（VOCを除く）										加口フェノール類	VOC			
		ノニルフェノール	4-n-オクタチルフェノール	4-t-オクタチルフェノール	4-n-ペンチルフェノール	フタル酸ジ-n-ブチル	フタル酸ジシクロヘキシル	トリブチルスズ	トリフェニルスズ	ベンゾフェノン	オクタクロロスチレン	スチレン2量体					スチレン3量体					2,4-ジクロロフェノール	n-ブチルベンゼン	
合計	1,3-ジフェニルプロペン											cis-1,2-ジフェニルシクロブタン	trans-1,2-ジフェニルシクロブタン	2,4-ジフェニル-1,3-ブチン	合計	2,4,6-トリフェニル-1-ヘキセン	1,3,5-トリフェニルシクロヘキサン	1-フェニル-4-(1-フェニルエチル)テトラリン*						
S-1	鶴間橋	84	N.D.	1.2	N.D.	1.1	N.D.	0.51	0.34	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.
S-2	都営中里橋	160	N.D.	5.9	N.D.	13	N.D.	0.34	0.18	0.79	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.
S-3	寿橋	37	N.D.	N.D.	N.D.	4.8	N.D.	0.22	0.19	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.
S-4	深堀川	2,100	N.D.	6.5	N.D.	12	N.D.	10	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.
S-5	鶴金橋	39	N.D.	N.D.	N.D.	33	N.D.	0.61	0.18	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.
S-6	幸延寺橋	15	N.D.	N.D.	N.D.	130	N.D.	0.64	0.21	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.
S-7	馬場橋	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	27	N.D.	0.64	0.37	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.
S-8	昭和橋	59	N.D.	1.8	N.D.	6.5	N.D.	0.19	0.18	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.
S-9	二国橋	8.8	N.D.	N.D.	N.D.	19	N.D.	0.30	0.65	1.5	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.
S-10	風戸橋	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	6.9	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.
検出限界値		0.49	0.35	0.99	0.62	0.47	0.29	0.025	0.025	0.30	0.40	—	0.16	0.094	0.17	0.17	—	0.055	0.16	0.3	0.76	0.32		

*1-フェニル-4-(1-フェニルエチル)テトラリンは、1a-フェニル-4a-(1-フェニルエチル)テトラリン、1a-フェニル-4e-(1-フェニルエチル)テトラリン、1e-フェニル-4a-(1-フェニルエチル)テトラリン及び1e-フェニル-4e-(1-フェニルエチル)テトラリンの合計

N.D.:検出限界値未満を示す。

表3-12 境川における対象物質の濃度（魚類）

No.	魚種	体長 (cm)	体重 (g)	(μg/kg)																					
				アルキルフェノール類				フタル酸エステル類		有機スズ化合物		芳香族炭化水素（VOCを除く）										加口フェノール類	VOC		
				ノニルフェノール	4-n-オクタチルフェノール	4-t-オクタチルフェノール	4-n-ペンチルフェノール	フタル酸ジ-n-ブチル	フタル酸ジシクロヘキシル	トリブチルスズ	トリフェニルスズ	ペンタフェノン	オクタクロロスチレン	スチレン2量体				スチレン3量体				2,4-ジクロロフェノール	n-ブチルベンゼン		
														合計	1,3-ジフェニルプロペン	cis-1,2-ジフェニルシクロブタン	trans-1,2-ジフェニルシクロブタン	2,4-ジフェニル-1,3-ブテン	合計	2,4,6-トリフェニル-1-ヘキセン	1,3,5-トリフェニルシクロヘキサン			1-フェニル-4-(1-フェニルエチル)ピペリン*	
1	コイ	36	654	14	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	0.78	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.
2	コイ	32	581	1.1	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	0.096	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.
3	コイ	31	563	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	0.82	N.D.	0.36	3.1	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.
4	コイ	53	1030	15	N.D.	1.5	N.D.	N.D.	N.D.	0.34	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.
5	コイ	41	1053	11	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	0.25	1.7	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.
6	コイ	39	976	0.90	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	0.11	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.
7	コイ	34	678	2.8	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	0.77	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.
8	コイ	33	522	9.2	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.
9	コイ	31	530	8.7	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.
10	コイ	30	358	25	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	0.097	0.59	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.
検出限界値				0.49	0.50	0.68	0.64	0.49	0.48	0.029	0.025	0.29	0.55	—	0.36	0.41	0.52	0.66	—	0.31	0.16	0.55	0.39	0.59	

*1-フェニル-4-(1-フェニルエチル)ピペリンは、1a-フェニル-4a-(1-フェニルエチル)ピペリン、1a-フェニル-4e-(1-フェニルエチル)ピペリン、1e-フェニル-4a-(1-フェニルエチル)ピペリン及び1e-フェニル-4e-(1-フェニルエチル)ピペリンの合計
 N.D.: 検出限界値未満を示す。

表 3-13 境川におけるその他の項目の調査結果（大気、水質，底質）

No.	地点名	大気	水質				底質					
		気温 ()	水温 ()	pH	DO (mg/L)	SS (mg/L)	密度 (g/cm ³)	水分率 (%)	強熱減量 (%)	T-N (mg/kg·dry)	T-P (mg/kg·dry)	TOC (%)
S-1	鶴間橋	14.0	11.0	7.8	11.0	4.8	2.976	17.0	2.33	100	350	0.18
S-2	都営中里橋	12.4	12.8	7.8	9.6	26.8	2.627	47.4	7.43	1600	1400	1.87
S-3	寿橋	13.3	12.2	7.5	6.9	43.2	2.676	42.1	6.31	1550	1300	1.70
S-4	深堀川	16.8	11.8	7.8	9.2	3.6	2.292	67.8	9.79	5350	1700	4.68
S-5	鶴金橋	11.8	8.3	7.6	8.9	4.4	2.743	22.0	3.28	100	460	0.22
S-6	幸延寺橋	9.0	13.1	8.0	11.0	12.8	2.940	17.3	2.73	150	410	0.26
S-7	馬場橋	8.6	10.3	7.6	8.9	15.7	2.664	36.1	6.12	1100	1100	1.67
S-8	昭和橋	9.0	12.5	7.8	8.8	21.1	2.791	20.6	3.55	400	720	0.74
S-9	二国橋	11.2	10.5	7.6	9.0	13.1	2.550	42.7	7.18	1450	910	2.02
S-10	風戸橋	8.8	10.2	6.7	8.1	25.4	2.794	24.3	4.05	150	350	0.59

表 3-14 境川におけるその他の項目の調査結果（水質連続調査）

調査日時	鶴間橋 (S-1)					都営中里橋 (S-2)					寿橋(S-3)				
	No.	水温 ()	pH	DO (mg/L)	SS (mg/L)	No.	水温 ()	pH	DO (mg/L)	SS (mg/L)	No.	水温 ()	pH	DO (mg/L)	SS (mg/L)
3/21 12時	S-1(1)	11.0	7.83	11.0	4.8	S-2(1)	12.8	7.8	9.6	26.8	S-3(1)	12.2	7.53	6.9	43.2
3/21 15時	S-1(2)	12.9	7.99	11.0	5.8						S-3(2)	12	7.42	5.7	66.4
3/21 18時	S-1(3)	11.8	7.67	8.6	5.0	S-2(2)	11.9	7.8	8.1	19.2	S-3(3)	11.7	7.41	5.0	11.4
3/21 21時	S-1(4)	11.8	7.06	6.4	11.0						S-3(4)	11.5	7.31	4.8	8.0
3/22 00時	S-1(5)	11.1	7.5	6.1	6.6	S-2(3)	11.1	7.7	7.1	20.8	S-3(5)	11.2	7.32	4.8	9.2
3/22 03時	S-1(6)	10.0	7.47	6.0	6.8						S-3(6)	10.5	7.29	4.8	7.2
3/22 06時	S-1(7)	8.5	7.43	6.5	6.6	S-2(4)	9.8	7.5	7.9	15.8	S-3(7)	10.8	7.43	5.5	19.4
3/22 09時	S-1(8)	10.3	7.54	7.7	5.8						S-3(8)	12.2	7.52	6.2	20.7
3/22 12時	S-1(9)	13.8	7.97	11.0	6.8	S-2(5)	15.1	7.9	9.3	53.0	S-3(9)	14.2	7.52	6.5	15.4
3/22 15時	S-1(10)	15.8	8.12	11.0	8.4						S-3(10)	14.1	7.45	5.9	12.7
3/22 18時	S-1(11)	13.1	7.78	9.1	10.4	S-2(6)	12.3	7.8	8.4	21.4	S-3(11)	11.8	7.43	5.0	14.7
3/22 21時	S-1(12)	11.4	7.34	6.3	9.8						S-3(12)	11.3	7.35	4.9	9.4
3/23 00時	S-1(13)	10.1	7.4	6.0	8.8	S-2(7)	9.9	7.6	7.3	18.0	S-3(13)	10.8	7.35	5.0	9.7
3/23 03時	S-1(14)	9.3	7.36	6.0	6.6						S-3(14)	9.8	7.37	5.2	9.4
3/23 06時	S-1(15)	8.4	7.4	6.6	5.4	S-2(8)	9.0	7.7	8.3	18.8	S-3(15)	9.2	9	5.5	14.7
3/23 09時	S-1(16)	8.9	7.54	8.5	4.6						S-3(16)	10.9	7.54	6.3	10.7

表3-15 境川の河川流量(全調査点)

区間	距離 (km)	区間流入点			区間流入支流			区間流入 総流量 (m ³ /h)	区間流出点						
		No	断面積 (m ²)	流速 (cm/s)	流量 (m ³ /h)	No	断面積 (m ²)		流速 (cm/s)	流量 (m ³ /h)	No	断面積 (m ²)	流速 (cm/s)	流量 (m ³ /h)	
A	S-10 ~ S-9	2.970	S-10	0.44	2.80	45			45	S-9	1.43	6.31	320		
B	S-9 ~ S-3	4.180	S-9	1.43	6.31	320			320	S-3	0.61	19.12	420		
C	S-3 ~ S-8	2.250	S-3	0.60	19.1	420			420	S-8	0.90	20.68	670		
D	S-8 ~ S-7	2.240	S-8	0.90	20.7	670			670	S-7	2.47	10.39	920		
E	S-7 ~ S-2	3.870	S-7	2.47	10.4	920			920	S-2	2.91	10.31	1080		
F	S-2 ~ S-6	3.480	S-2	2.91	10.3	1080			1080	S-6	0.94	33.49	1130		
G	S-6 ~ S-5	2.710	S-6	0.94	33.5	1130			1130	S-5	1.41	26.41	1340		
H	S-5 ~ S-1	1.630	S-5	1.41	26.4	1340	S-4	0.18	19.4	130	1470	S-1	3.10	13.42	1500

表3-16 境川の河川流量(連続調査点)

調査日時	鶴間橋 (S-1)				都宮中里橋 (S-2)				寿橋(S-3)			
	No.	断面積 (m ²)	平均流速 (cm/s)	流量 (m ³ /h)	No.	断面積 (m ²)	平均流速 (cm/s)	流量 (m ³ /h)	No.	断面積 (m ²)	平均流速 (cm/s)	流量 (m ³ /h)
3/22 12時	S-1(1)	3.10	13.4	1500	S-2(1)	2.91	10.3	1080	S-3(1)	0.60	19.1	420
3/22 15時	S-1(2)	3.10	15.9	1780					S-3(2)	0.60	16.5	360
3/22 18時	S-1(3)	3.10	16.8	1890	S-2(3)	3.12	10.6	1190	S-3(3)	0.63	17.8	410
3/22 21時	S-1(4)	2.97	17.1	1840					S-3(4)	0.74	19.0	510
3/23 00時	S-1(5)	2.97	12.6	1350	S-2(5)	3.12	10.3	1160	S-3(5)	0.77	18.8	520
3/23 03時	S-1(6)	2.97	14.4	1580					S-3(6)	0.58	14.4	300
3/23 06時	S-1(7)	3.10	14.6	1630	S-2(7)	2.91	9.0	940	S-3(7)	0.58	19.0	390
3/23 09時	S-1(8)	2.97	14.4	1540					S-3(8)	0.63	16.9	380
3/23 12時	S-1(9)	2.97	15.1	1620	S-2(9)	3.12	11.1	1240	S-3(9)	0.67	19.5	470
3/23 15時	S-1(10)	2.97	12.3	1320					S-3(10)	0.69	12.4	310
3/23 18時	S-1(11)	2.97	13.4	1430	S-2(11)	3.12	9.9	1110	S-3(11)	0.72	18.2	470
3/23 21時	S-1(12)	2.97	15.3	1630					S-3(12)	0.74	18.1	480
3/24 00時	S-1(13)	3.10	10.8	1210	S-2(13)	3.12	13.3	1500	S-3(13)	0.74	17.1	460
3/24 03時	S-1(14)	3.10	16.0	1780					S-3(14)	0.60	17.4	380
3/24 06時	S-1(15)	3.10	12.5	1390	S-2(15)	3.01	10.4	1130	S-3(15)	0.52	17.4	360
3/24 09時	S-1(16)	2.97	14.0	1500					S-3(16)	0.63	17.4	430

4．湖沼調査（手賀沼）

（1）調査結果

全ての調査は，平成 11 年 3 月 28 日に行った。

ア 対象物質の濃度

（ア）水質

水質調査において測定された対象物質濃度を，表 3-17 に示した。

対象物質のうち，ノニルフェノールが全調査点で検出され，4-n-オクタチルフェノール，4-n-ペンチルフェノール，フタル酸ジ-n-ブチル，フタル酸ジシクロヘキシル，トリブチルスズ，トリフェニルスズ，オクタクロロスチレン，スチレン 2 量体・3 量体，2,4-ジクロロフェノール及び n-ブチルベンゼンは検出されなかった。

流入河川において検出された対象物質濃度は，ノニルフェノール及び 4-t-オクタチルフェノールとも大堀川の T-1 が高かったが（表 3-17），輸送量では大津川の T-2 が高かった（図 3-20）。この 2 河川へ排出する特定事業場の届出排水量は，いずれも食品製造業の届出排水量が多かった（図 3-21）。

沼内分布を見ると，T-10 でノニルフェノール及び 4-t-オクタチルフェノールの濃度が高くなっていた（図 3-22）。

（ア）底質

底質において測定された対象物質濃度を，表 3-18 に示した。

対象物質のうち，トリブチルスズが全調査点で検出され，4-n-オクタチルフェノール，4-t-オクタチルフェノール，4-n-ペンチルフェノール，フタル酸ジシクロヘキシル，オクタクロロスチレン，スチレン 2 量体・3 量体，2,4-ジクロロフェノール及び n-ブチルベンゼンは検出されな

かった。

対象物質濃度の沼内分布を見ると，T-10 でノニルフェノール，トリブチルスズ及びトリフェニルスズが，T-9 でベンゾフェノンが，T-7 でフタル酸ジ-n-ブチルが高くなっていた（図 3-23）。

（イ）生物

コイ及びフナが採取され，その体内の対象物質の濃度を，表 3-19 に示した。

コイでは，対象物質のうち，ノニルフェノールが全検体で検出され，4-n-オクチルフェノール，4-n-ペンチルフェノール，フタル酸ジシクロヘキシル，ベンゾフェノン，オクタクロロスチレン，スチレン 2 量体・3 量体，2,4-ジクロロフェノール及び n-ブチルベンゼンは検出されなかった。

フナでは，全検体で検出された物質はなく，4-n-オクチルフェノール，4-t-オクチルフェノール，4-n-ペンチルフェノール，フタル酸ジシクロヘキシル，ベンゾフェノン，オクタクロロスチレン，スチレン 2 量体・3 量体，2,4-ジクロロフェノール及び n-ブチルベンゼンは検出されなかった。

イ その他の調査項目

その他の調査結果を，表 3-20～表 3-21 に示した。

（2）考察

基本モデルに使用するために，区間の流入量（対象物質輸送量）の実測値と周辺負荷源について，考察を加えた。

手賀沼への流入河川の対象物質輸送量は，大津川が高く，次いで大堀川となっており，染井入落はほとんどなかった。各河川の特定事業場の届出

排水量は，大津川より大堀川の方が多かった（図 3-24）。しかし，両河川の流域人口や届け出を要しない事業場を含めた排水量⁴⁾は，大津川の方がやや大きくなっていった（図 3-24）。このことは，特定事業場以外の事業場等を含めた排水量実態把握の重要性が示された。

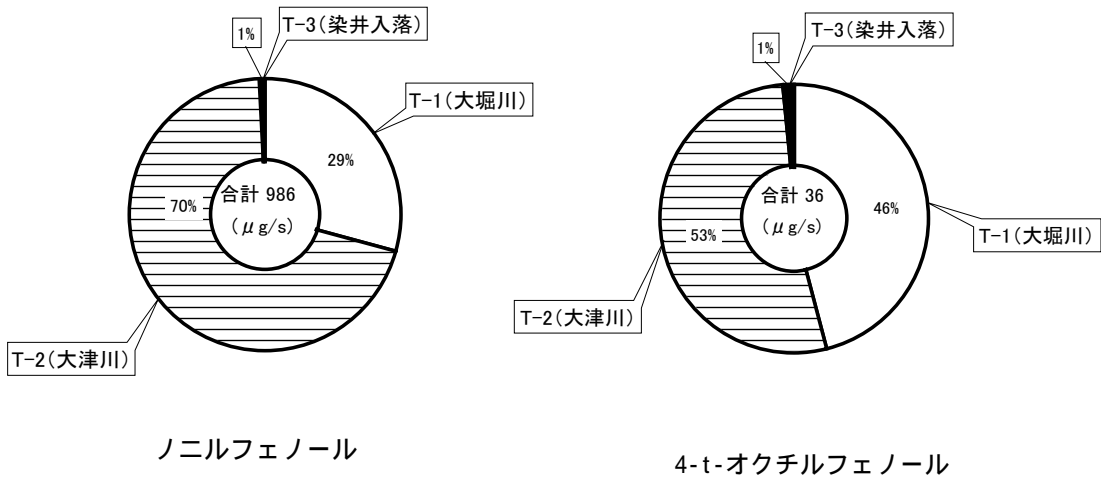
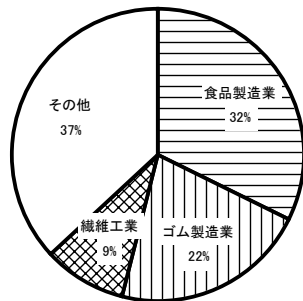
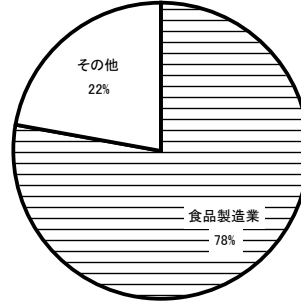


図 3-20 手賀沼へ流入する河川の対象物質質量



T-1(大堀川)



T-2(大津川)

図3-21 手賀沼へ排出する特定事業場業種

水質汚濁防止法に定める特定事業場を、「日本標準産業分類」(総務庁)の中分類に従って業種を区分し、届出排水量を集計した。

なお、10%未満の業種についてはその他として合算した。

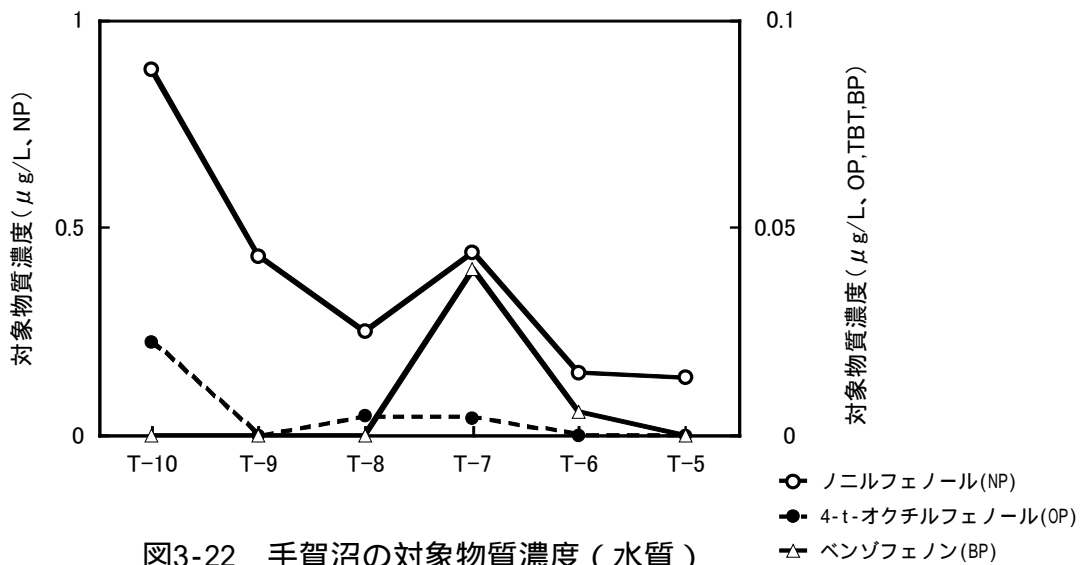


図3-22 手賀沼の対象物質濃度 (水質)

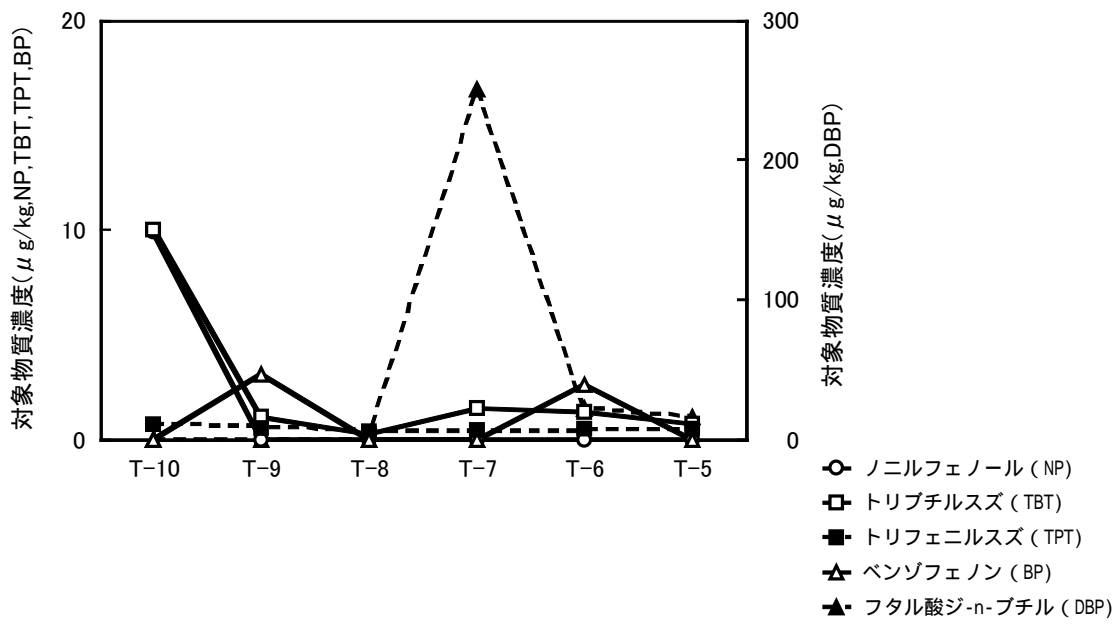


図 3-23 手賀沼の対象物質濃度 (底質)

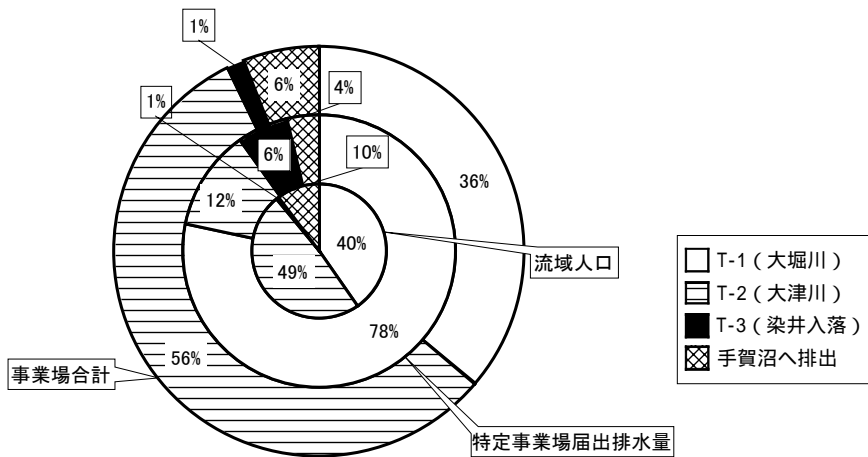


図 3-24 手賀沼へ排出する負荷源

表3-17 手賀沼における対象物質の濃度（水質）

No.	地点名	(μg/L)																							
		アルキルフェノール類				フタル酸エステル類		有機スズ化合物		芳香族炭化水素（VOCを除く）										加口フェノール類	VOC				
		ノニルフェノール	4-n-オクタチルフェノール	4-t-オクタチルフェノール	4-n-ペンチルフェノール	フタル酸ジ-n-チル	フタル酸ジ-シクロヘキシル	トリブチルスズ	トリフェニルスズ	ヘンソフェノン	オクタクロロステレン	スチレン2量体					スチレン3量体					2,4-ジクロロフェノール	n-ブチルベンゼン		
												合計	1,3-ジフェニルプロペン	cis-1,2-ジフェニルシクロプロタン	trans-1,2-ジフェニルシクロプロタン	2,4-ジフェニル-1,3-ブチン	合計	2,4,6-トリフェニル-1-ヘキセン	1,3,5-トリフェニルシクロヘキサン	1-フェニル-4-(1-フェニルエチル)シクロヘキサン*					
T-1	北柏橋	0.53	N.D.	0.030	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.
T-2	大津川4号橋	0.47	N.D.	0.013	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.
T-3	染井新橋	0.082	N.D.	0.006	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.
T-4	曙橋直近	0.094	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.
T-5	手賀沼1	0.14	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.
T-6	手賀沼2	0.15	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	0.0056	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.
T-7	手賀沼3	0.44	N.D.	0.0041	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	0.04	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.
T-8	手賀沼4	0.25	N.D.	0.0048	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.
T-9	手賀沼5	0.43	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.
T-10	手賀沼6	0.88	N.D.	0.022	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.
検出限界値		0.0034	0.005	0.0031	0.0062	0.5	0.012	0.00090	0.00035	0.0053	0.0046	—	0.0027	0.0042	0.005	0.0045	—	0.0045	0.0064	0.0029	0.01	0.01			

*1-フェニル-4-(1-フェニルエチル)シクロヘキサンは、1a-フェニル-4a-(1-フェニルエチル)シクロヘキサン、1a-フェニル-4e-(1-フェニルエチル)シクロヘキサン及び1e-フェニル-4a-(1-フェニルエチル)シクロヘキサンの合計
 N.D.: 検出限界値未満を示す。

表3-18 手賀沼における対象物質の濃度（底質）

No.	地点名	(μg/kg)																					
		アルキルフェノール類				フタル酸エステル類		有機スズ化合物		芳香族炭化水素（VOCを除く）						加口フェノール類		VOC					
		ノニルフェノール	4-n-オクタチルフェノール	4-t-オクタチルフェノール	4-n-ペンチルフェノール	フタル酸ジ-n-ブチル	フタル酸ジ-n-ペンチル	トリブチルスズ	トリフェニルスズ	ベンゾフェノン	オクタクロロスチレン	スチレン2量体				スチレン3量体				2,4-ジクロロフェノール	n-ブチルベンゼン		
												合計	1,3-ジフェニルプロペン	cis-1,2-ジフェニルシクロプロタン	trans-1,2-ジフェニルシクロプロタン	2,4-ジフェニル-1,3-ブチン	合計	2,4,6-トリフェニル-1-ヘキセン	1,3,5-トリフェニルシクロヘキサン			1-フェニル-4-(1-フェニルエチル)ブチン	2,4-ジクロロフェノール
T-1	北相橋	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	8.6	N.D.	0.52	0.3	1.3	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.
T-2	大津川4号橋	0.94	N.D.	N.D.	N.D.	32	N.D.	1.0	N.D.	2.7	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.
T-3	染井新橋	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	15	N.D.	0.69	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.
T-4	曙橋直近	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	8.4	N.D.	0.43	N.D.	1.9	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.
T-5	手賀沼1	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	16	N.D.	0.77	0.50	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.
T-6	手賀沼2	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	22	N.D.	1.3	0.50	2.6	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.
T-7	手賀沼3	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	250	N.D.	1.5	0.46	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.
T-8	手賀沼4	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	0.26	0.40	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.
T-9	手賀沼5	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	1.1	0.53	3.1	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.
T-10	手賀沼6	9.9	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	10	0.74	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.
検出限界値		0.49	0.35	0.99	0.62	0.47	0.29	0.025	0.025	0.30	0.40	—	0.16	0.094	0.17	0.17	—	0.055	0.16	0.30	0.76	0.32	0.32

*1-フェニル-4-(1-フェニルエチル)ブチリンは、1a-フェニル-4a-(1-フェニルエチル)ブチリン、1a-フェニル-4e-(1-フェニルエチル)ブチリン、1e-フェニル-4a-(1-フェニルエチル)ブチリン及び1e-フェニル-4e-(1-フェニルエチル)ブチリンの合計
 N.D.:検出限界値未満を示す。

表3-19 手賀沼における対象物質の濃度（魚類）

(μg/kg)

No.	魚種	体長 (cm)	体重 (g)	アルキルフェノール類				フタル酸エステル類		有機スズ化合物		芳香族炭化水素（VOCを除く）										加ヘノール類	VOC							
				ノニルフェノール	4-n-オクタフルフェノール	4-n-オクタフルフェノール	4-n-ペンチフルフェノール	フタル酸ジ-n-ブチル	フタル酸ジ-n-ペンチル	トリブチルスズ	トリフェニルスズ	ヘンソフエンソ	オクタクロロステレン	ヘンソフエンソ	スチレン2量体				スチレン3量体				2,4-ジクロロフェノール	n-ブチルベンゼン						
															合計	1,3-ジフェニルプロペン	cis-1,2-ジフェニルプロパン	trans-1,2-ジフェニルプロパン	2,4-ジフェニル-1,3-ブタジエン	合計	2,4,6-トリフェニル-1-ヘキセン	1,3,5-トリフェニルシクロロヘキサン			1-フェニル-4-(1-フェニルエチル)テトラリン*					
1	コイ	42	1065	11	N.D.	N.D.	N.D.	1.7	N.D.	0.78	0.13	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.
2	コイ	46	1206	14	N.D.	0.70	N.D.	6.1	N.D.	1.2	0.26	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.
3	コイ	38	699	5.3	N.D.	1.0	N.D.	2.1	N.D.	N.D.	0.093	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.
4	コイ	36	658	8.2	N.D.	N.D.	N.D.	6.1	N.D.	0.067	0.20	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.
5	コイ	39	628	0.58	N.D.	N.D.	N.D.	2.0	N.D.	0.27	0.24	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.
6	コイ	37	547	2.4	N.D.	N.D.	N.D.	1.8	N.D.	0.46	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.
7	コイ	44	917	14	N.D.	N.D.	N.D.	2.1	N.D.	0.54	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.
8	コイ	41	901	0.97	N.D.	N.D.	N.D.	0.52	N.D.	0.23	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.
9	コイ	36	692	1.2	N.D.	N.D.	N.D.	0.56	N.D.	0.37	0.030	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.
10	コイ	38	624	0.54	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	0.60	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.
11	フナ	30	498	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	0.5	N.D.	0.80	0.51	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.
12	フナ	28	343	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	1.3	N.D.	0.42	2.0	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.
13	フナ	27	416	0.77	N.D.	N.D.	N.D.	1.4	N.D.	0.20	0.68	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.
14	フナ	25	268	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	0.057	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.
15	フナ	28	333	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	0.25	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.
16	フナ	27	249	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	0.16	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.
17	フナ	24	238	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.
18	フナ	23	259	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	1.7	N.D.	N.D.	0.075	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.
19	フナ	26	276	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	3.3	N.D.	N.D.	0.97	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.
20	フナ	24	324	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	1.4	N.D.	0.058	0.22	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.
検出限界値				0.49	0.50	0.68	0.64	0.49	0.48	0.029	0.025	0.29	0.55	—	0.36	0.41	0.52	0.66	—	0.31	0.16	0.55	0.39	0.59						

*1-フェニル-4-(1-フェニルエチル)テトラリンは、1a-フェニル-4a-(1-フェニルエチル)テトラリン、1a-フェニル-4e-(1-フェニルエチル)テトラリン、1e-フェニル-4a-(1-フェニルエチル)テトラリン及び1e-フェニル-4e-(1-フェニルエチル)テトラリンを示す。
N.D.: 検出限界値未満を示す。

表 3-20 手賀沼におけるその他の項目の調査結果（水質，底質）

No.	地点名	水質		底質					
		DO (mg/L)	SS (mg/L)	密度 (g/cm ³)	水分率 (%)	強熱減量 (%)	T-N (mg/kg・dry)	T-P (mg/kg・dry)	TOC (%)
T-1	北柏橋	7.5	7.2	2.74	23.1	2.82	100	450	0.15
T-2	大津川4号橋	5.3	6.2	2.643	40.1	4.85	850	940	1.06
T-3	染井新橋	8.4	4.0	2.651	33	5.30	700	1000	1.52
T-4	曙橋	11.0	39.9	2.675	26.5	2.56	150	310	0.53
T-5	手賀沼1	15.0	27.4	2.415	82.1	17.0	6250	2100	6.69
T-6	手賀沼2	14.0	50.9	2.414	81.6	15.8	6400	1400	6.57
T-7	手賀沼3	18.0	44.9	2.465	80.2	15.6	5100	3000	5.74
T-8	手賀沼4	21.0	35.4	2.675	45.8	4.25	650	860	1.48
T-9	手賀沼5	16.0	37.4	2.555	70.5	10.8	3350	2600	4.04
T-10	手賀沼6	6.5	10.9	2.427	73.9	18.1	6150	4800	7.13

表 3-21 手賀沼流出入河川の流量

区分	河川名	No	断面積	流速	流量	区分総流量
			(m ²)	(cm/s)	(m ³ /h)	
流入	大堀川	T-1	7.44	7.36	1970	7540
	大津川	T-2	35.2	4.16	5280	
	染井入落	T-3	1.94	4.14	290	
流出	手賀川	T-4	160	3.44	19900	19900

5. 生物調査（魚類）の考察

モデルのパラメータとして必要な生物濃縮係数を求め、生物濃縮性について検討した。

(1) 生物濃縮係数

魚類の調査結果から求めた生物濃縮係数を、表 3-22 に示した。計算に当たって、水中濃度は、捕獲した地区付近の調査点（日光川では N-1 及び N-5、境川では S-2、S-6、S-7、手賀沼では沼全域の T-5～T-10）で得られた全ての測定値の平均値を用いた。

(2) 生物濃縮性

検出された対象物質の濃度と魚類の体重又は体長との相関係数を求めたところ、手賀沼のコイにおいて、ノニルフェノール濃度では、体重とは 0.71、体長とは 0.74 であった。トリブチルスズ濃度では、体重とは 0.73、体長とは 0.72 であった。手賀沼のコイについて、体重又は体長が増加するほど、これらの物質の濃度が高い傾向が認められた。

手賀沼のコイで検出された他の物質、フナ及び境川のコイで検出された物質では、体内濃度と体重又は体長との相関係数は、0.5 以下であった。

ノニルフェノール及び 4-t-オクチルフェノールは、計算された生物濃縮係数を GESAMP*の生物蓄積性の評価基準⁵⁾に照らし合わせると、「蓄積性がない」～「中程度の蓄積性」に相当した。

フタル酸ジ-n-ブチル、トリブチルスズ及びトリフェニルスズは、水質の測定値の多くが検出限界値未満であったが、魚類において多数の検体から検出された。このことは、水中に微量に存在している物質が魚類に濃縮さ

* GESAMP：海洋汚染について科学的観点から助言する専門家グループ。IMO、WHO、UN などの国際機関が構成機関となっており、それらの機関から推薦された専門家で構成される顧問組織。構成機関と国際海洋委員会に海洋汚染問題に関して科学的助言を行う。⁵⁾

れているか、又は底質中にも検出されていることから底質中の物質の影響による可能性が考えられた。

表 3-22 生物濃縮係数

対象物質	魚種	水域	水中		魚体中		生物濃縮係数
			平均濃度 (µg/L)	検出率	平均濃度 (µg/kg)	検出率	
ノニルフェノール	コイ	境川	0.36	10/10	8.8* (8.8)*	9/10	24 (24)
		手賀沼	0.38	6/6	5.8	10/10	15
	フナ	日光川	0.74	17/17	124	10/10	170
		手賀沼	0.38	6/6	0.077* (0.3)*	1/10	0.20 (0.79)
4-t-オクチルフェノール	コイ	境川	0.028	10/10	0.15* (0.46)*	1/10	5.4 (16)
		手賀沼	0.0052* (0.0059)*	3/6	0.17* (0.44)*	2/10	33 (75)
	フナ	日光川	0.021	17/17	2.0	10/10	48

注：1. 平均値の計算にあたって、検出限界値未満の測定値は「0」として計算した。また、検出限界値未満の測定値を「検出限界値の 1/2」として計算した平均値を()内に示した。

2. 「*」は、測定値が検出限界値未満であった検体を含む平均値を示す。

3. 「検出率」は、計算に用いた検体総数を分母に、このうち検出限界値以上の測定値であった検体数を分子に示した。

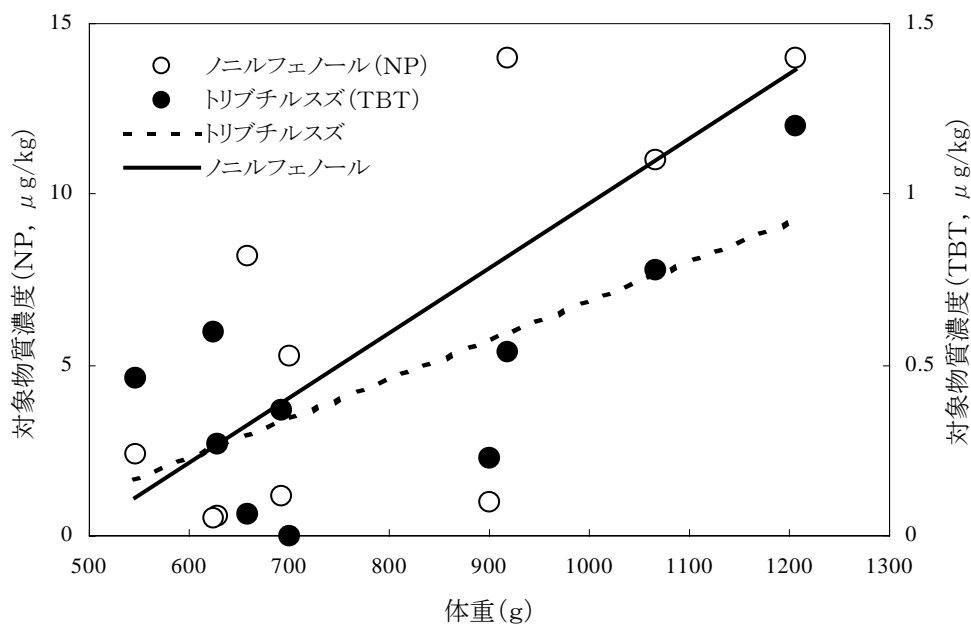


図 3-25 手賀沼のコイの体重と対象物質濃度

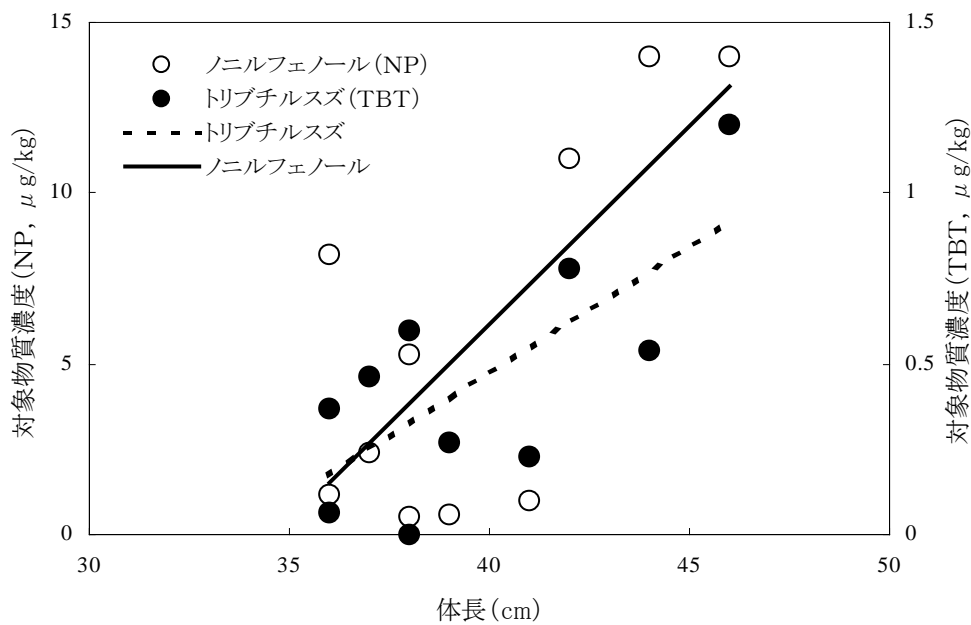


図 3-26 手賀沼のコイの体長と対象物質濃度

III 基本モデルの構築

1. モデル化対象物質

基本モデルの構築を試みた対象物質は、実地調査において水質及び底質の両方又は一方で対象物質が検出された物質とした（表 3-23）。

表 3-23 モデル化対象物質

モデル化対象物質	検出状況		
	日光川	境川	手賀沼
ノニルフェノール			
4-t-オクチルフェノール			
フタル酸ジ-n-ブチル			
トリブチルスズ			
トリフェニルスズ			
ベンゾフェノン			
2,4-ジクロロフェノール		×	×
n-ブチルベンゼン		×	×

2. モデル化する挙動と環境

化学物質が環境中に放出されると、図 3-27 に示すような経路から人や野生生物へ曝露するものと思われる。化学物質の排出は、水中、大気及び土壌への放出が考えられるが、本年度は、対象物質の水環境での挙動についてモデルの構築を試みた。なお、このモデルでは、単位時間あたりに流入した水塊（単位水塊）が、河川や湖沼に設定した検証区間を移動していく間の対象物質の挙動を考えた。

図 3-28 に示すように、水環境に存在する対象物質は、溶存態と懸濁物質に収着した懸濁態に分配している。また底質においても、溶存態と底質粒子に収着した収着態に分配している。溶存態は、水中での分解、揮発、底質粒子・懸濁物質への収着、生物への濃縮が起こる。懸濁態は、

沈降により底質へ移行し、底質が水流等により巻き上がり水中へ懸濁態として供給される。水 - 底質間では、溶存態の濃度勾配によって拡散が起こる。このような挙動によって、対象物質が水環境中を移動していくと考えた。

モデル化にあたり、対象とする河川及び湖沼は、図 3-28 に示すように水及び底質コンパートメントで構成されたと考えた。

水コンパートメントは、単位時間あたりの流入水（単位水塊）とし、その容積は単位時間あたりの流入量と同じである。水コンパートメントは水、懸濁物質を含んでおり、生物（魚類）が存在するとした。なお、河川では、本流及び支流からの流入以外にも、水コンパートメントへの量を把握できない追加負荷があると考えた。

底質コンパートメントは、水コンパートメントが底質に接する部分の底質とし、間隙水と底質粒子を含んでいるとした。

また、各コンパートメントでは以下の仮定が成り立っているとした。

水及び懸濁物質、あるいは間隙水と底質粒子の相に存在する対象物質は、収着平衡が成立している。

水と生物の濃度平衡が成立している。

各コンパートメントの対象物質濃度、懸濁物質濃度、底質密度、間隙率などは均一である。

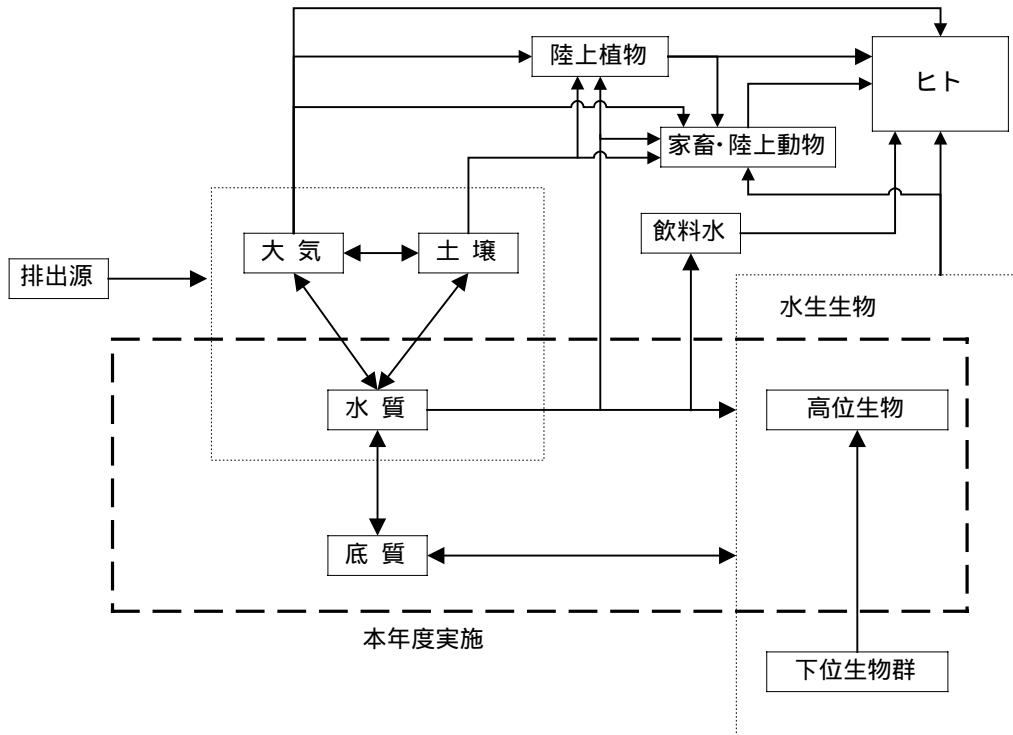


図 3-27 対象物質の環境挙動の例

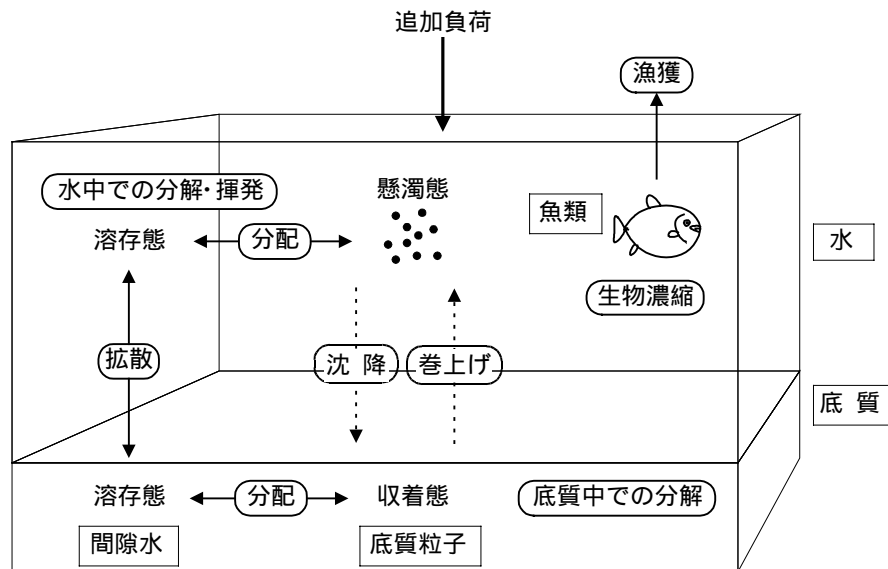


図 3-28 環境動態モデルで設定する評価環境

2 . 基礎式

(1) 対象物質の輸送量

検証区間に流入する対象物質の量は、下式で示される。なお、支流から流入する対象物質量は、検証区間入口にて本流の対象物質と合算した。また、各式で使用した記号等を表 3-26 にまとめた。

$$M_{in} = Q_{in} c_{in} = Q_m c_m + Q_b c_b \quad (\text{式 1})$$

M_{in} : 流入する対象物質質量 (m³/s)

Q_{in} : 流入する水量 (m³/s)

c_{in} : 流入する対象物質濃度 (g/m³)

Q_m : 本流流入水量(m³/s)

c_m : 本流流入水中の対象物質濃度(g/m³)

Q_b : 支流流入水量(m³/s)

c_b : 支流流入水中の対象物質濃度(g/m³)

流出する対象物質量は下式で示される。

$$M_{out} = Q_{out} c_{out} \quad (\text{式 2})$$

M_{out} : 流出する対象物質質量 (m³/s)

Q_{out} : 流出水量 (m³/s)

c_{out} : 流出水中の対象物質濃度(g/m³)

(2) 各コンパートメントでの物質収支

単位水塊の水及び底質コンパートメントにおける物質収支は，それぞれ下式で示される。添え字の 1 は水中を，2 は底質を示した。

$$\Delta M_1 = -\Delta D_1 - \Delta V_1 - \Delta S_s + \Delta S_r + \Delta S_d - \Delta F \quad (\text{水}) \quad (\text{式 3})$$

$$\Delta M_2 = -\Delta D_2 + \Delta S_s - \Delta S_r - \Delta S_d \quad (\text{底質}) \quad (\text{式 4})$$

M_1 : 水中で増加する対象物質質量 (g/s)

D_1 : 水中で分解される対象物質質量 (g/s)

V_1 : 水表面から揮発する対象物質質量 (g/s)

S_s : 懸濁物質の沈降によって底質へ移行する対象物質質量 (g/s)

S_r : 底質の巻き上げによって水中へ移行する対象物質質量 (g/s)

S_d : 間隙水の拡散によって水中へ移行する対象物質質量 (g/s)

F : 漁獲によって取り除かれる対象物質質量 (g/s)

M_2 : 底質で増加する対象物質質量 (g/s)

D_2 : 底質で分解される対象物質質量 (g/s)

なお，水及び底質コンパートメントはそれぞれ水と懸濁物質，間隙水と底質粒子を含み，水中の懸濁物質に収着している懸濁態と水中へ溶存している溶存態，あるいは底質粒子に収着している収着態と間隙水へ溶存している溶存態に分配されている。各コンパートメントに存在する対象物質の総濃度と以下の関係にある。

$$c = c_d + c_p \quad (\text{式 5})$$

$$c_d = F_d c \quad (\text{式 6})$$

$$c_p = F_p c \quad (\text{式 7})$$

$$F_d + F_p = 1 \quad (\text{式 8})$$

c : 対象物質の総濃度 (g/m³)

c_d : 溶存態の対象物質濃度 (g/m³)

c_p : 懸濁態の対象物質濃度 (g/m³)

F_d : 溶存態分配率

F_p : 懸濁態分配率

したがって、各コンパートメントにおける分配率は、下式で求められる

6)。

(水)

$$F_{d1} = \frac{1}{1 + K_{d1} \cdot SS} \quad (\text{式 9})$$

F_{d1} : 水中の溶存態分配率

K_{d1} : 粒子・水分配係数 (m^3/g)

SS : 懸濁物質の濃度 (g/m^3)

(底質)

$$F_{d2} = \frac{1}{\phi + K_{d2}(1-\phi)\rho} \quad (\text{式 10})$$

F_{d2} : 間隙水中の溶存態分配率

K_{d2} : 底質・水分配係数 (m^3/g)

ϕ : 間隙率

ρ : 底質密度 (g/m^3)

K_d は、平衡条件下にある懸濁物質または底質と水との間の化学物質の分配挙動を表わし、下式のように表わされる。

$$K_d = \frac{c_p}{c_d} \quad (\text{式 11})$$

その際、化学物質が収着している懸濁物質及び底質の質量は、その有機炭素含有量に還元されることから、 K_d は下式のように求めた⁷⁾。

$$K_d = K_{oc} \times POC \quad (\text{式 12})$$

K_{oc} : 有機炭素・水分配係数 (m^3/g)

POC : 懸濁物質または底質の有機炭素の割合

(3) 対象物質の移動及び減少の過程

評価環境内では、コンパートメント間での対象物質の移動や減少がおこるが、このモデルでは以下のような過程で考慮した。

ア 水中における分解

水中において分解される対象物質量は、下式で示される。なお、 k_1 は光分解，加水分解，微生物等による生分解など環境中における分解をすべて考慮した水中半減期より求めた。

$$D_1 = k_1 V_1 F d_1 c_1 \quad (\text{式 13})$$

k_1 : 水中での対象物質の分解速度定数 (/s)

V_1 : 単位水塊の容積 (m^3)

$$k_1 = 1 - \exp\left(-\frac{0.693}{T_{1/2}}\right) \quad (\text{式 14})$$

$T_{1/2}$: 水中半減期 (s)

イ 底質における分解

底質において分解される対象物質量は、下式で示される。 k_2 は式 14 にしたがって底質中半減期より求めた。

$$D_2 = k_2 V_2 c_2 \quad (\text{式 15})$$

V_2 : 単位水塊の接する底質の容積 (m^3)

k_2 : 底質での対象物質分解速度定数 (/s)

c_2 : 底質の対象物質濃度 (g/m^3)

ウ 水中からの揮発による移動

水中から揮発によって大気へ移動する対象物質量は、下式で示される。

$$V_1 = v_v A F d_1 c_1 \quad (\text{式 16})$$

A : 単位水塊の面積 (=単位水塊が底質に接する面積) (m^2)

v_v : 揮発物質移動係数 (m/s)

c_1 : 水中の対象物質濃度 (g/m^3)

なお、水中における対象物質の分解率 k_1 を、揮発による減少も考慮された水中半減期から求めた場合は、 $V_1 = 0$ とした。

エ 懸濁物質の沈降及び底質の巻き上げによる移動

懸濁物質に収着した化学物質は、沈降によって水中から底質へ移行すると考えられる。また、水流による底質の巻き上げにより、底質から水中への移行も考えられる。河川と手賀沼では水理条件が大きく異なるため、それぞれのプロセスを考慮した。

なお、底質コンパートメントにおける物質収支では、仮に底質層の厚みを 2cm として試算すると、 S_s 、 S_r は底質中分解量 D_2 に対してはるかに小さいことから、 $S_s = 0$ 、 $S_r = 0$ とした。

(ア) 日光川及び境川

今回調査対象とした河川は、水深が浅く、水流が複雑であることから、沈降速度と巻き上げ速度を記述することは困難であった。そのため、沈降量の割合は、流入した懸濁物質質量と流出する懸濁物質質量の比によって式 17 に従うものと仮定して求めた。

これは、懸濁物質質量の流入量及び流出量が同じ場合 ($SS_{out}/SS_{in}=1$)、流入した懸濁物質の半量は沈降して、流出する懸濁物質の半量は底質

より巻き上がったと仮定したものである。この仮定に従うと、検証区間に流出する懸濁物質量が流入量より多い場合には、底質からの巻き上げ量が大きく沈降量が少なくなる、逆に流出する懸濁物質量が少ない場合には沈降量が大きくなる（図 3-29）。

この仮定から、懸濁態沈降量及び巻き上げ量は下式を用いた。

$$\Delta S_s = \frac{S}{t} V_1 F_{p1} c_1 \quad (\text{式 17})$$

$$\Delta S_r = \frac{SS_{out} - (1-S)SS_{in} \cdot c_2}{t \cdot \rho} \quad (\text{式 18})$$

$$S = \exp\left(-0.693 \frac{SS_{out}}{SS_{in}}\right) \quad (\text{式 19})$$

$$SS_{in} = SS_{cin} \cdot V_{in} \quad (\text{式 20})$$

$$SS_{out} = SS_{cout} \cdot V_{out} \quad (\text{式 21})$$

- S : 懸濁物質の沈降比率
- SS_{in} : 区間入口の単位水塊に含まれる懸濁物質量 (g)
- SS_{out} : 区間出口の単位水塊に含まれる懸濁物質量 (g)
- SS_{cin} : 区間入口の単位水塊の懸濁物質濃度 (g/m³)
- SS_{cout} : 区間出口の単位水塊の懸濁物質濃度 (g/m³)
- V_{in} : 区間入口の単位水塊の容積 (m³)
- V_{out} : 区間出口の単位水塊の容積 (m³)
- t : 単位水塊の区間における滞留時間 (s)

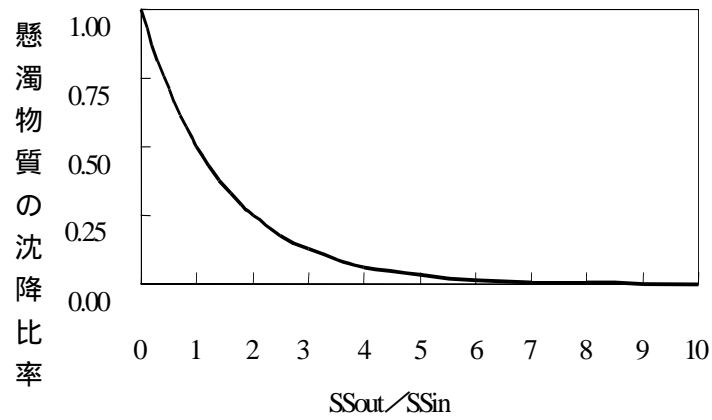


図 3-29 懸濁物質の沈降比率

(イ) 手賀沼

手賀沼については、文献より底質の堆積速度がわかっていることから、これを懸濁物質の沈降と底質の巻き上げを含んだ収支であると考え、懸濁物質の沈降量 SS_a に換算し、これが単位水塊内で沈降していくと考えた。したがって、懸濁態沈降量及び巻き上げ量は下式のように表わされる。

$$\Delta S_s - \Delta S_r = F_{p1} c_1 V_1 \cdot \frac{SS_a \cdot A}{SS_{in}} \quad (\text{式22})$$

SS_a : 文献値より求めた懸濁物質の沈降量 (g/m²/s)

オ 水 - 底質間の移動

水 - 底質間では，水中と間隙水中の溶存態濃度の差を推進力とした対象物質の移動が起こる。これは，両方向に向かうことのできる可逆的な過程である。なお，水及び懸濁物質，間隙水及び底質粒子の間では収着平衡が成立しているものとする。

$$S_d = v_d A (F_{d2} c_2 - F_{d1} c_1) \quad (\text{式 23})$$

v_d : 拡散混合速度 (m/s)

v_d は，下式で求められる⁸⁾。

$$v_d \text{ (m/yr)} = 69.35 \phi M^{-2/3} \quad (\text{式 24})$$

M : 対象物質の分子量

なお、底質コンパートメントにおける物質収支では、仮に底質層の厚さを 2cm として試算すると、 S_d は底質中分解量 D_2 に対してはるかに小さいことから、 $S_d = 0$ とした。

カ 生物への濃縮と漁獲による移動

水中の化学物質は生物へ取り込まれ，その性状により生物中に濃縮される。漁獲が行われる場合は，対象物質の系外への移動が起こる。漁獲の対象は魚類のみであると仮定すると，漁獲によって系外へ移動する対象物質は下式のように表わされる。なお，魚類と水の間では対象物質濃度の平衡が成立しているものとする。

$$\Delta F = BCF \frac{C_f}{\rho_f} c_1 \quad (\text{式 25})$$

BCF : 生物濃縮係数

C_f : 漁獲量 (g/s)

ρ_f : 魚の比重 (g/m³)

3. パラメータの値

(1) 評価環境に関するパラメータ

評価環境に関するパラメータの値は、主に現場調査より得られた実測値を用い、測定できなかったものについては表 3-24 に示す文献値等を用いた。

表 3-24 評価環境に関するパラメータの値

(手賀沼)

パラメータ	値	単位	出典
C_f 漁獲量	1.1×10	(g/s)	⁹⁾
面積	5.5×10^6	(m^2)	¹⁰⁾
平均水深	9.0×10^{-1}	(m)	¹¹⁾
堆積速度	9.5×10^{-11}	(m/s)	¹²⁾

(日光川)

パラメータ	値				単位
	A 区間	B 区間	C 区間	D 区間	
流程	1.0×10^3	4.0×10^3	1.9×10^3	1.9×10^3	(m)
t 滞留時間	2.3×10^3	1.8×10^4	6.4×10^3	6.6×10^3	(s)

(境川)

パラメータ	値						単位
	A 区間	B 区間	C 区間	D 区間	E 区間	F 区間	
流程	2.3×10^3	2.3×10^3	3.9×10^3	3.5×10^3	2.7×10^3	1.6×10^3	(m)
t 滞留時間	1.5×10^4	2.0×10^4	4.1×10^4	2.2×10^4	1.0×10^4	9.0×10^3	(s)

(2) 対象物質の物性に関するパラメータ

計算に使用した物性に関するパラメータの値は、表 3-25 に示した。

表 3-25 物性に関するパラメータの値

物 質	水中半減期		底質中半減期		Koc	BCF
	河川	湖沼	河川	湖沼		
ノニルフェノール	7 日	14 日	7 日	10 日	60000	15
4-t-オクチルフェノール	7 日	14 日	7 日	10 日	78124	60
ベンゾフェノン	26 日	26 日	26 日	26 日	440	60

表 3-26 (1) 基礎式に使用した記号一覧

A	単位水塊の面積 (=単位水塊が底質に接する面積)(m^2)
BCF	生物濃縮係数
c	対象物質の総濃度 (g/m^3)
c_1	水中の対象物質濃度 (g/m^3)
c_2	底質の対象物質濃度 (g/m^3)
c_d	溶存態の対象物質濃度 (g/m^3)
c_p	懸濁態の対象物質濃度 (g/m^3)
C_f	漁獲量 (g/s)
F_d	溶存態分配率
F_{d1}	水中の溶存態分配率
F_{d2}	間隙水中の溶存態分配率
F_p	懸濁態分配率
k_1	水中での対象物質分解速度定数 ($/s$)
k_2	底質での対象物質分解速度定数 ($/s$)
K_d	粒子・水分配係数 (m^3/g)
K_{d1}	粒子・水分配係数 (m^3/g)
K_{d2}	底質・水分配係数 (m^3/g)
K_{oc}	有機炭素・水分配係数
M	対象物質の分子量
M_{in}	流入する対象物質質量 (g/s)
M_{out}	流出する対象物質質量 (g/s)
POC	懸濁物質の有機炭素の割合
Q_b	支流流入水量(m^3/s)
Q_{in}	流入する水量 (m^3/s)
Q_m	本流流入水量(m^3/s)
Q_{out}	流出水量 (m^3/s)
S	懸濁物質の沈降比率
SS_a	文献値より求めた懸濁物質の沈降量 ($g/m^2/s$)
SS	流入する懸濁物質濃度 (g/m^3)
SS_{cin}	区間入口の単位水塊の懸濁物質濃度 (g/m^3)
SS_{cout}	区間出口の単位水塊の懸濁物質濃度 (g/m^3)
SS_{in}	区間入口の単位水塊に含まれる懸濁物質質量 (g)
SS_{out}	区間出口の単位水塊に含まれる懸濁物質質量 (g)
t	区間における単位水塊の滞留時間 (s)
$T_{1/2}$	半減期 (s)

表 3-26 (2) 基礎式に使用した記号一覧

V_1	単位水塊の容積 (m ³)
V_2	底質の容積 (m ³)
V_{in}	区間入口の単位水塊の容積 (m ³)
V_{out}	区間出口の単位水塊の容積 (m ³)
v_a	堆積速度(m/s)
v_d	拡散混合速度 (m/s)
v_r	底質の巻き上げ速度 (m/s)
v_s	懸濁物質の沈降速度 (m/s)
v_v	揮発物質移動係数 (m/s)
W	底質水分率
ΔD_1	水中で分解される対象物質量 (g/s)
ΔD_2	底質で分解される対象物質量 (g/s)
ΔF	漁獲により取り除かれる対象物質量 (g/s)
ΔM_1	水中で増加する対象物質量 (g/s)
ΔM_2	底質で増加する対象物質量 (g/s)
ΔS_d	間隙水の拡散によって水中へ移行する対象物質量 (g/s)
ΔS_r	巻き上げによって水中へ移行する対象物質量 (g/s)
ΔS_s	懸濁物質の沈降によって底質へ移行する対象物質量 (g/s)
ΔV_1	水表面から揮発する対象物質量 (g/s)
ϕ	間隙率
ρ	底質密度(g/m ³)
ρ_f	魚の比重 (g/m ³)

IV モデルの計算

実測値より求めた各区間入口の対象物質量から、各区間出口における対象物質量、区間内の挙動ごとの移行量を計算した。モデルの検証には実地調査結果を用いた。なお、河川については、日光川は3月14日正午、境川は3月21日正午の調査結果を用いた。

また、河川については、対象物質が実地調査を行った本流及び支流以外にも流入していると考え、それを追加負荷量として求めた。追加負荷は、各区間の滞留時間の中央時点で、区間内で増加する水とともに溶存態として一度に流入するとして計算し、区間出口の実測値と追加負荷が流入した場合の計算値が一致するように求めた。したがって、河川の区間内の挙動ごとの移行量は、追加負荷があった場合の計算結果を記載した。

1. モデルの検証区間

河川については、実地調査の各調査点ごとに、日光川はA～Dの4つ、境川はA～Fの6つの区間に区分し、検証を行った(図3-30, 図3-31)。なお、日光川においてはN-1, N-4が水門の影響で河川流量が大きく変動すること、境川においてはS-9とS-10では調査対象外とした支流と合流していることから、今回はモデル検討の対象外とした。

湖沼では、手賀沼全体を一つの区間と見なして、手賀沼の流出口においてモデルの検証を行った。

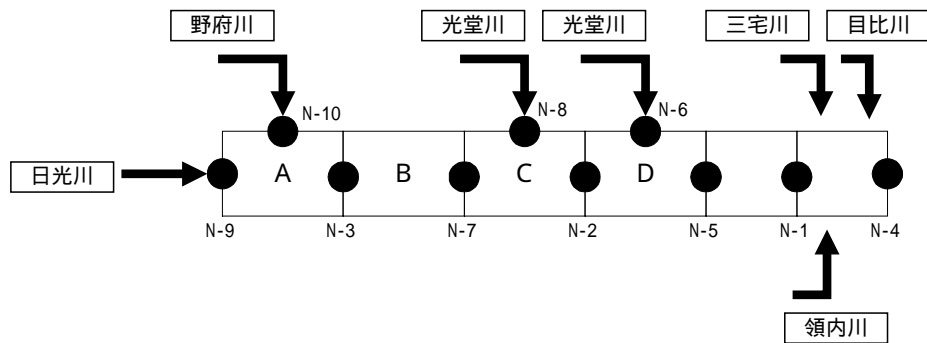


図 3-30 日光川の検証区間

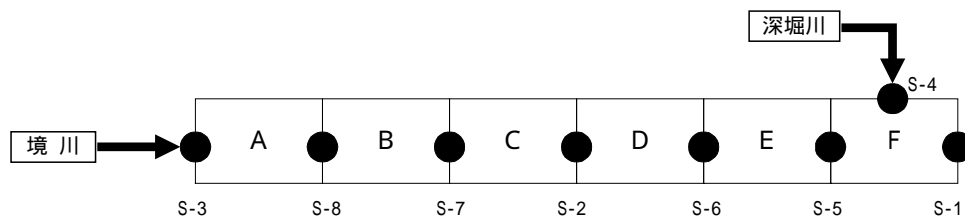


図 3-31 境川の検証区間

2. モデルの計算結果

(1) 湖沼（手賀沼）

ア ノニルフェノール，4-t-オクチルフェノール

計算結果を，図 3-32 に示した。

これらの 2 物質は，水中では懸濁態より溶存態で存在する物質が多かった。溶存態は，半分以上が分解あるいは揮発し，1 割程度が底質へ収着され，流入量の約 2 割になって流出した。懸濁態は，ほぼ全量が沼内で沈降あるいは溶存態へ移行した。

ノニルフェノールの流出量の計算値と実測値を比較すると，約 1.3 倍とほぼ一致していた。

なお，4-t-オクチルフェノールは流出量の実測値が検出限界値未満であったため，実測値との比較はできなかった。

イ フタル酸ジ-n-ブチル，トリブチルスズ，トリフェニルスズ，ベンゾフェノン

流入量の実測値が検出限界値未満であったため，計算を行わなかった。

(2) 河川（日光川及び境川）

ア ノニルフェノール，4-t-オクチルフェノール

日光川における計算結果を図 3-33(1)，図 3-33(2)に，境川における計算結果を図 3-34(1)，図 3-34(2)に示した。

これらの 2 物質は，全ての区間で水中では懸濁態より溶存態で存在する物質が多かった。区間へ流入した物質が，溶存態として分解，揮発及び底質への収着により減少する量は少なかった。懸濁態は，底質の巻上げよりも沈降により底質へ移行する量が多かった。

流出量の計算結果と実測値が一致するように追加負荷量を求めたところ

る，正または負の追加負荷量が求められた（図 3-35，図 3-37）。日光川において，いずれかの物質の追加負荷量が正となった A，B 及び D 区間では，下水道業，繊維工業などの特定事業場の届出排水量が多くなっていった（図 3-36）。同様に，境川の A，D，E 及び F 区間では，非鉄金属製造業，飲料・たばこ・飼料製造業などの届出排水量が多くなっていった（図 3-38）。

イ ベンゾフェノン

流出入量の実測値が得られた一部の区間で計算を行った。日光川における計算結果を図 3-33(3)に，境川における計算結果を図 3-34(3)に示した。

全ての区間で，水中ではほぼ全量が溶存態で存在していた。区間へ流入した物質が，溶存態として分解，揮発及び底質への収着により減少する量は少なかった。懸濁態は，日光川の C 区間及び境川の E 区間では，底質の巻き上げよりも沈降により底質へ移行する量が多かった。日光川の D 区間及び境川の A 区間では，沈降よりも巻き上げにより水中へ移行する量が多かった。

流出量の計算結果と実測値が一致するように追加負荷量を求めたところ，正または負の追加負荷量が求められた（図 3-35，図 3-37）。日光川において追加負荷量が正となった C 区間では，窯業・土石製品製造業，し尿処理施設等の届出排水量が多くなっていった（図 3-36）。同様に境川の A 区間では，非鉄金属製造業，金属製品製造業，電気機械器具製造業などの届出排水量があった。E 区間では，飲料・たばこ・飼料製造業，医療業，学術研究機関などの届出排水量があった（図 3-38）。

ウ フタル酸ジ-n-ブチル，トリブチルスズ，トリフェニルスズ，2,4-ジク

口ロフェノール，n-ブチルベンゼン

全ての区間で流出入量いずれかの実測値が検出限界値未満であったため，計算を行なわなかった。

3．考察

水環境において考えられる対象物質の移動，収着，分解及び揮発などの挙動を検討し，基本モデルの構築及び基本的なパラメータの収集・整理を行った。さらに，実地調査で得られたデータ等を用いて，対象河川・湖沼における対象物質の挙動推定を試みた。

(1) 湖沼

手賀沼は，調査を行った河川以外からの流入負荷源が少ないことが分かっており，対象物質の流出入量が十分に把握でき，構築したモデルの検証に適していると考えられた。今回の検証の結果，ノニルフェノールの計算結果と実測値が 1.3 倍とほぼ一致しており，このモデルの妥当性が示された。

4-t-オクチルフェノールについては，流出量の実測値が検出限界値未満であったため，検証は出来なかった。しかし，沼内で検出された値が検出限界値未満に近い値であることから，流出量も検出限界値に近い値 ($6.4 \times 10^{-6} \text{g/s}$) であると仮定して，計算値との比較を行ってみたところ，0.94 倍の近い値であった。仮定の数値を用いているため，モデル適用の妥当性は判断出来ないが，物理化学的性状がノニルフェノールに近い事も含めると，本モデル適用の可能性があると考えられた。

他の対象物質については，流入量の実測値が検出限界値未満となったため，モデルの検証を行う事が出来なかった。

(2) 河川

対象物質の流出入量の実測値が得られた区間でモデルの計算を行った。区間の上端及び下端で実測された対象物質濃度を「区間の正確な流出入量」と仮定し、水中での分解過程や、水・底質間の物質移動などを考慮することで、区間内で周辺環境から流入する（あるいは流出する）と考えられる追加負荷量を求めた。この追加負荷量には、実地調査で把握できない対象物質の流入や流出及びモデルで再現できていない区間内での対象物質の変化などが含まれていると考えられる。

仮に上端・下端の濃度差が同じであっても、例えば区間内で大量の負荷があり、同時に底質や生物体に大量に移行する場合と、負荷が僅かであり、それがそのまま下端での濃度増になっている場合では、その区間に生息する水生生物の曝露量は勿論のこと、それらを餌とするような陸上動物の曝露量は大きく変ってくる。したがって、その区間内で生じている追加負荷量を知ることは、今後必要となる人並びに野生生物への曝露評価を行う際に重要と考えられる。

算出された追加負荷量（図 3-33，図 3-35）と、これらの対象河川へ排出される特定事業場の届出排水量（図 3-34，図 3-36）と照らし合わせると、追加負荷量が多かった区間は、届出排水量の多い地域とほぼ一致していた。届出排水量の多い地域を全排水量が多い地域と仮定すると、算出された追加負荷量を裏付けるものと想定される。

なお、追加負荷量があると計算された物質と特定事業場業種との関係の解釈については、届出排水量は排水実績量を示しているものではないことや、特定事業場以外の事業場や家庭排水等からの負荷も大きいと考えられることに注意が必要である。

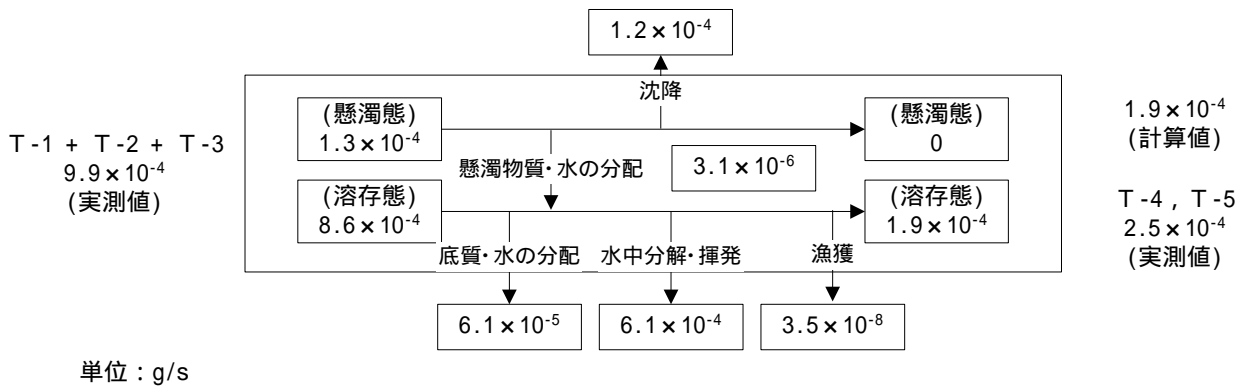


図3-32(1) 手賀沼におけるノニルフェノールの物質収支

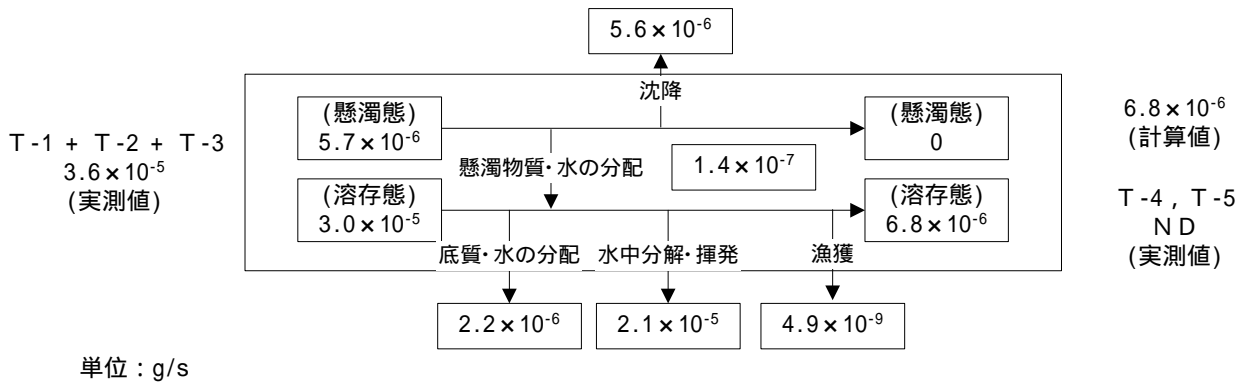
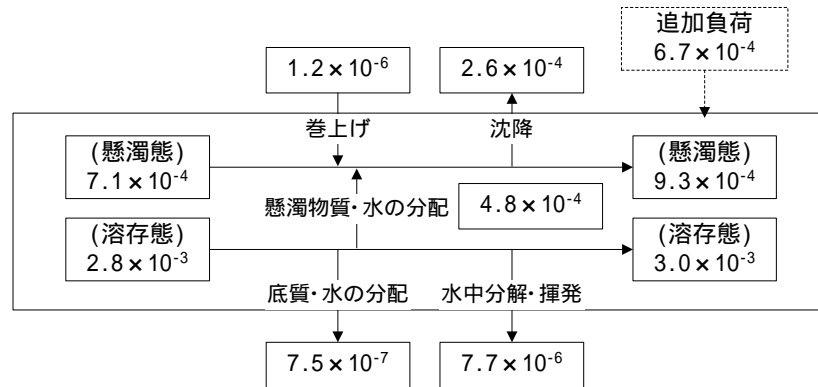


図3-32(2) 手賀沼における4-t-オクチルフェノールの物質収支

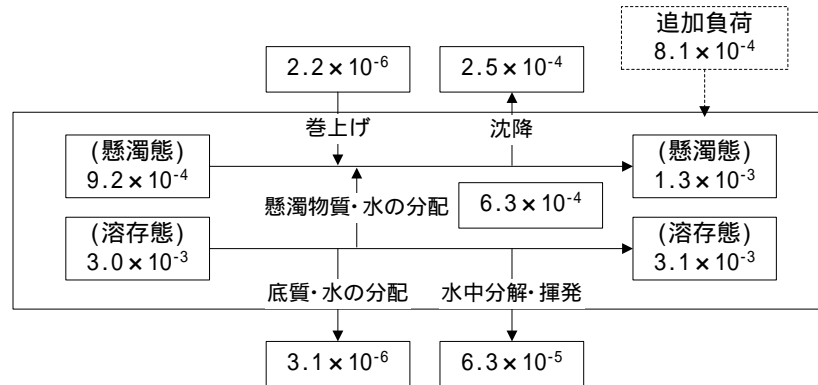
A

N-9 + N-10
 3.5×10^{-3}
(実測値)



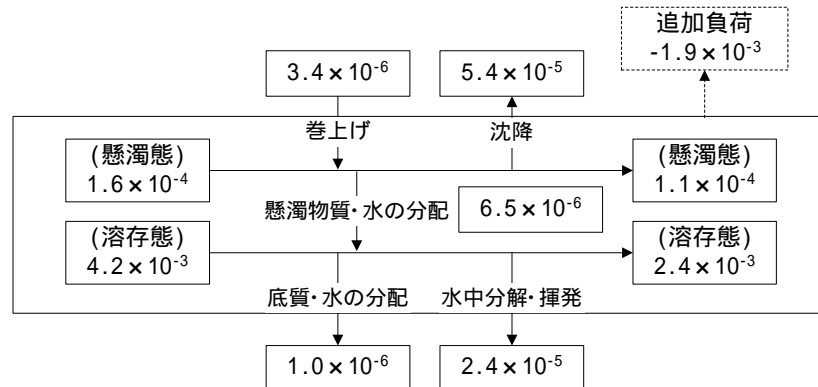
B

N-3
 3.9×10^{-3}
(実測値)



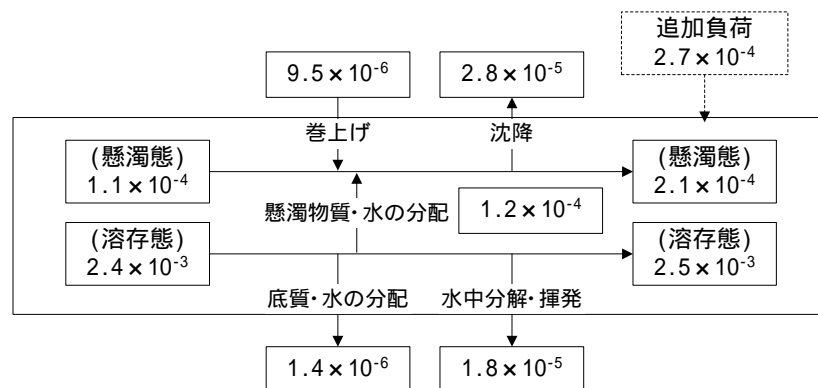
C

N-7 + N-8
 4.4×10^{-3}
(実測値)



D

N-2 + N-6
 2.5×10^{-3}
(実測値)

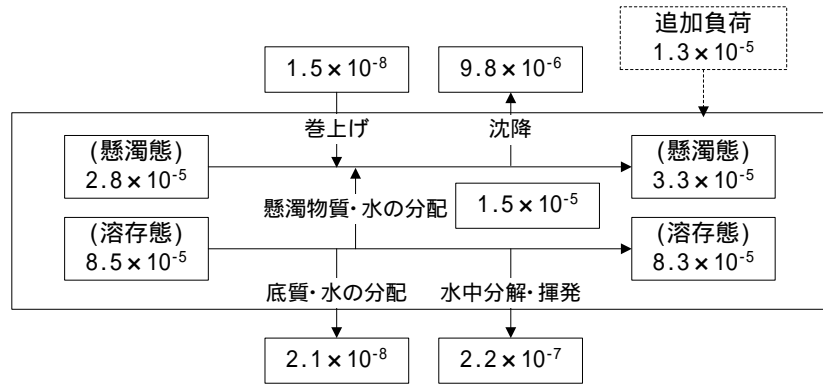


単位 : g/s

図3-33(1) 日光川におけるノニルフェノールの物質収支

A

N-9 + N-10
 1.1×10^{-4}
 (実測値)

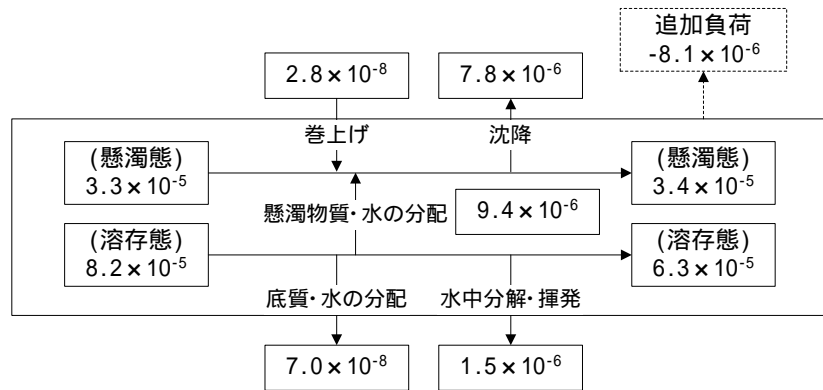


1.0×10^{-4}
 (計算値)

N-3
 1.2×10^{-4}
 (実測値)

B

N-3
 1.2×10^{-4}
 (実測値)

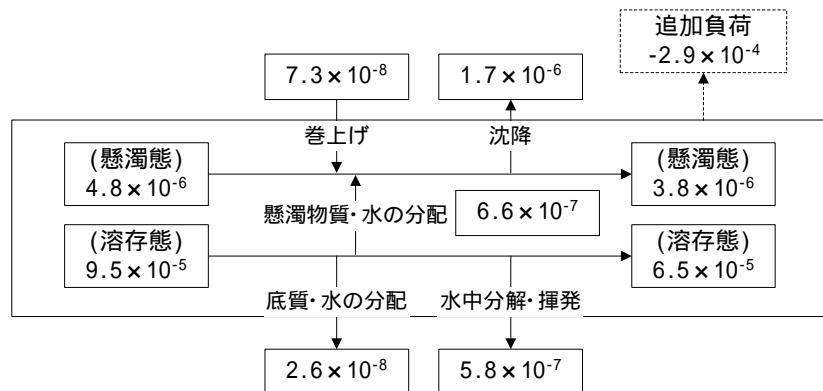


1.1×10^{-4}
 (計算値)

N-7
 9.8×10^{-5}
 (実測値)

C

N-7 + N-8
 9.9×10^{-5}
 (実測値)

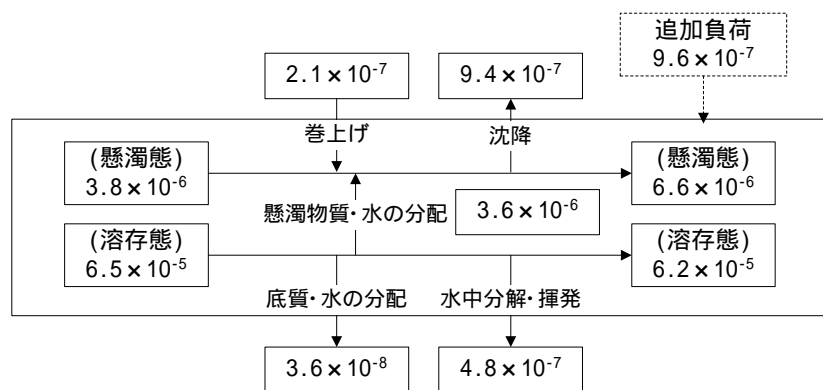


9.7×10^{-5}
 (計算値)

N-2
 6.9×10^{-5}
 (実測値)

D

N-2 + N-6
 6.9×10^{-5}
 (実測値)



6.8×10^{-5}
 (計算値)

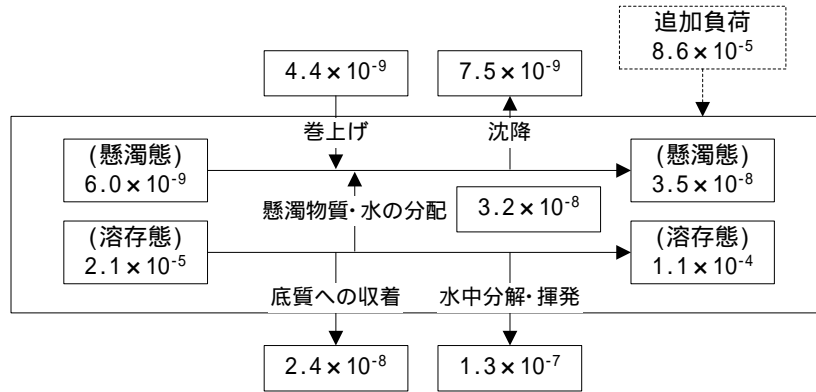
N-5
 6.8×10^{-5}
 (実測値)

単位 : g/s

図3-33(2) 日光川における4-t-オクチルフェノールの物質収支

C

N-7 + N-8
 2.1×10^{-5}
 (実測値)

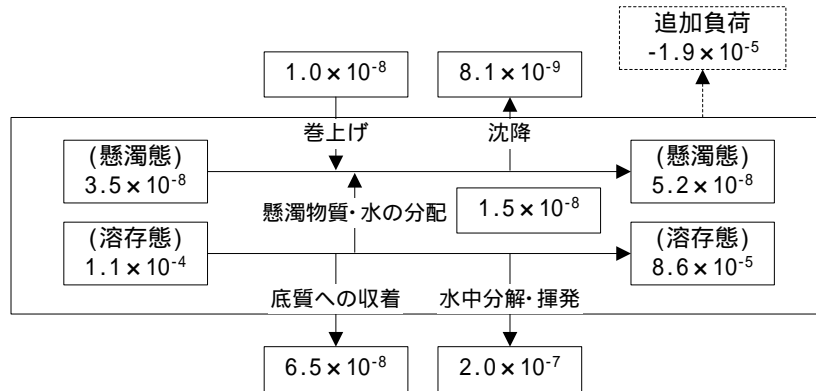


2.1×10^{-5}
 (計算値)

N-2
 1.1×10^{-4}
 (実測値)

D

N-2 + N-6
 1.1×10^{-4}
 (実測値)



1.1×10^{-4}
 (計算値)

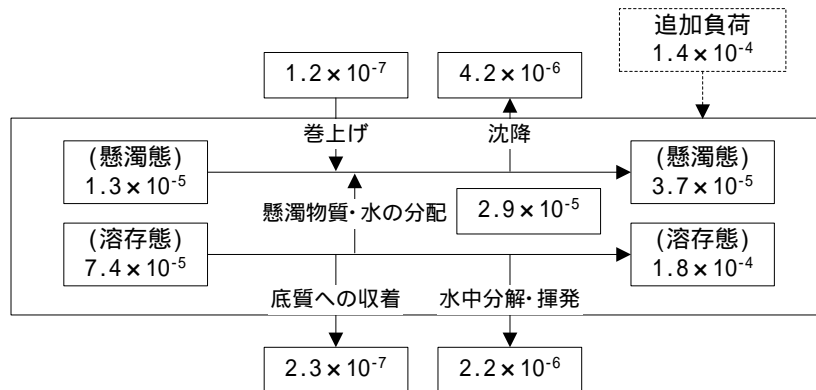
N-5
 8.6×10^{-5}
 (実測値)

単位 : g/s

図3-33(3) 日光川におけるベンゾフェノンの物質収支

A

S-3
 8.7×10^{-5}
(実測値)

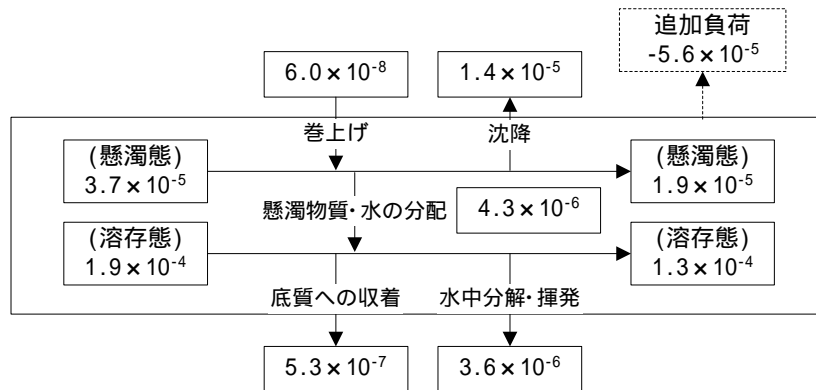


8.3×10^{-5}
(計算値)

S-8
 2.2×10^{-4}
(実測値)

B

S-8
 2.2×10^{-4}
(実測値)

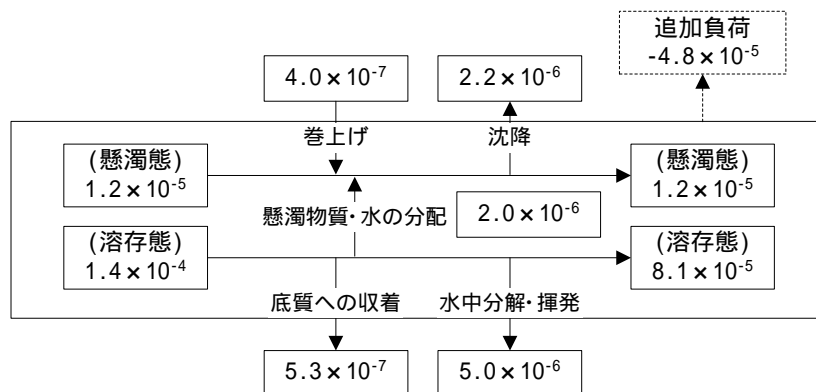


2.0×10^{-4}
(計算値)

S-7
 1.5×10^{-4}
(実測値)

C

S-7
 1.5×10^{-4}
(実測値)

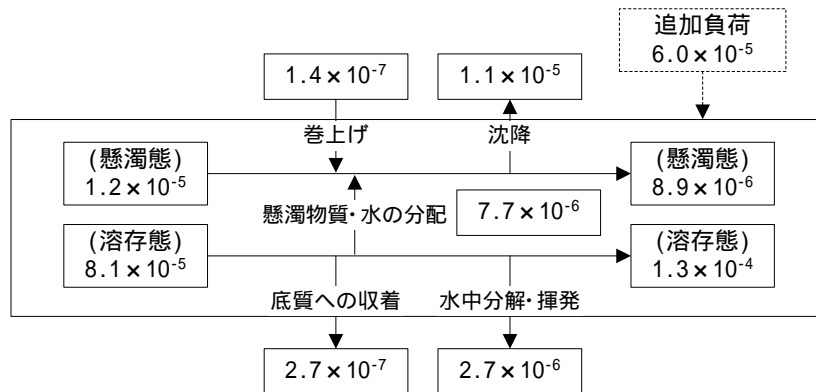


1.4×10^{-4}
(計算値)

S-2
 9.3×10^{-5}
(実測値)

D

S-2
 9.3×10^{-5}
(実測値)



8.3×10^{-5}
(計算値)

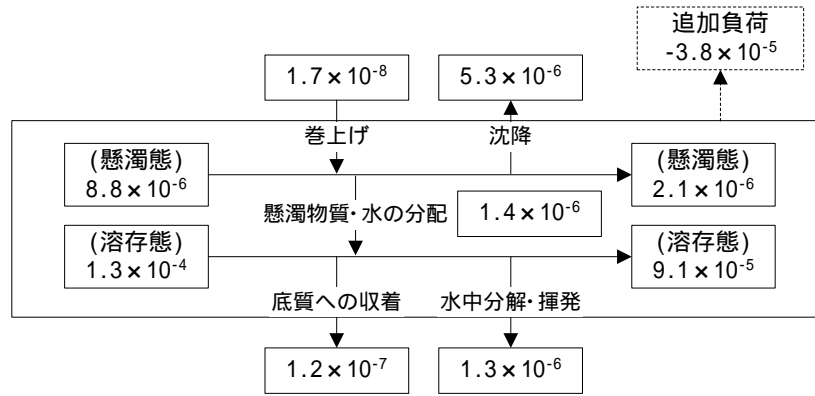
S-6
 1.4×10^{-4}
(実測値)

単位 : g/s

図3-34(1) 境川におけるノニルフェノールの物質収支

E

S-6
 1.4×10^{-4}
(実測値)

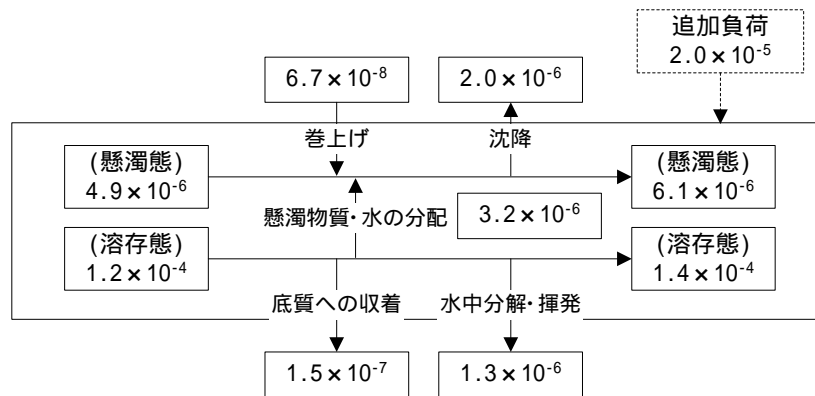


1.3×10^{-4}
(計算値)

S-5
 9.3×10^{-5}
(実測値)

F

S-4 + S-5
 1.3×10^{-4}
(実測値)



1.2×10^{-4}
(計算値)

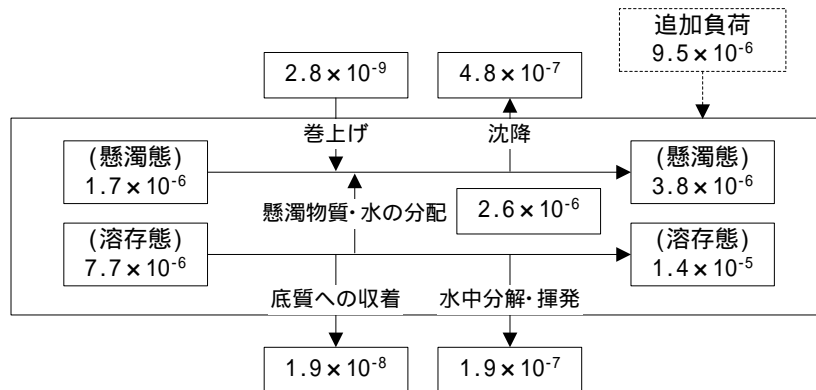
S-1
 1.4×10^{-4}
(実測値)

単位 : g/s

図3-34(1) 境川におけるノニルフェノールの物質収支

A

S-3
 9.4×10^{-6}
(実測値)

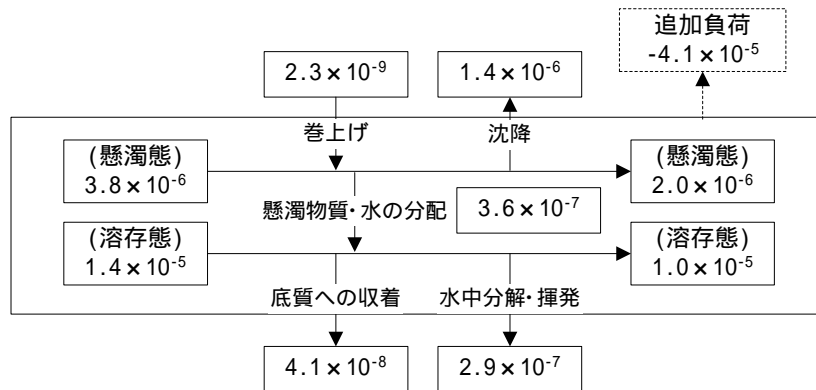


8.9×10^{-6}
(計算値)

S-8
 1.8×10^{-5}
(実測値)

B

S-8
 1.8×10^{-5}
(実測値)

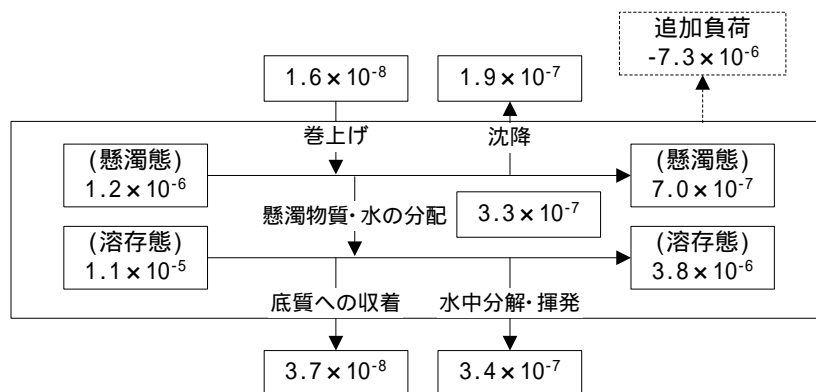


1.6×10^{-5}
(計算値)

S-7
 1.2×10^{-5}
(実測値)

C

S-7
 1.2×10^{-5}
(実測値)

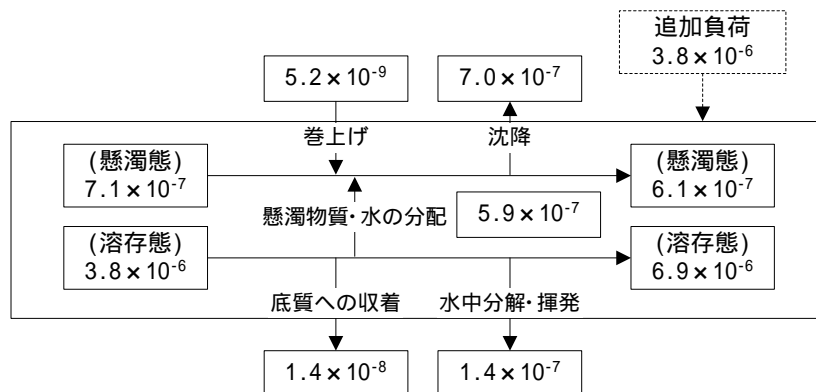


1.2×10^{-5}
(計算値)

S-2
 4.5×10^{-6}
(実測値)

D

S-2
 4.5×10^{-6}
(実測値)



3.9×10^{-6}
(計算値)

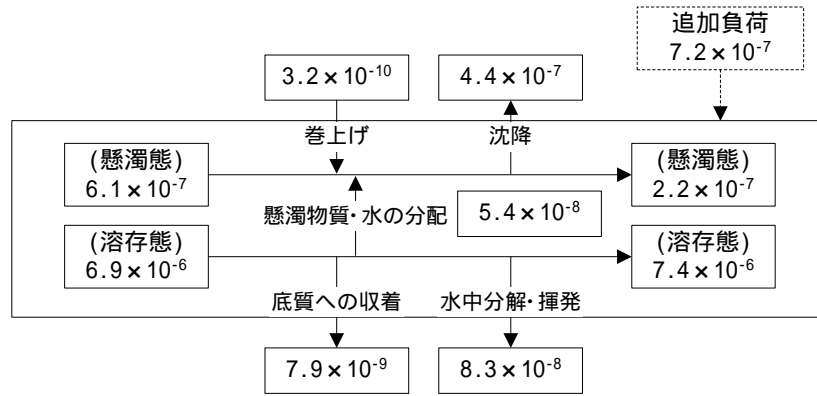
S-6
 7.5×10^{-6}
(実測値)

単位 : g/s

図3-34(2) 境川における4-t-オクチルフェノールの物質収支

E

S-6
 7.5×10^{-6}
 (実測値)

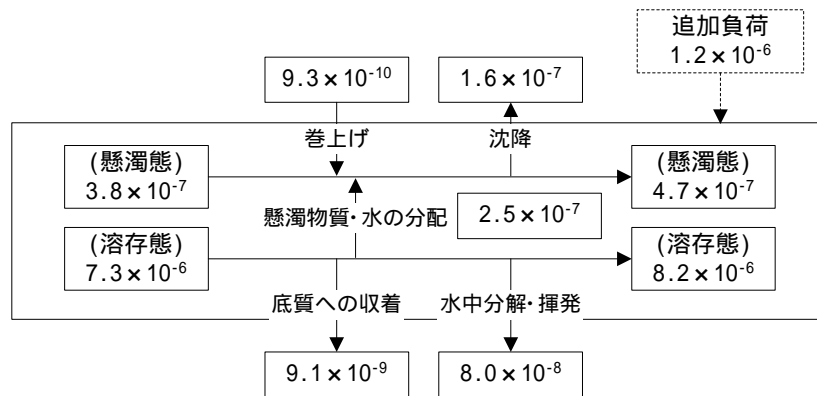


7.0×10^{-6}
 (計算値)

S-5
 7.7×10^{-6}
 (実測値)

F

S-4 + S-5
 7.7×10^{-6}
 (実測値)



7.5×10^{-6}
 (計算値)

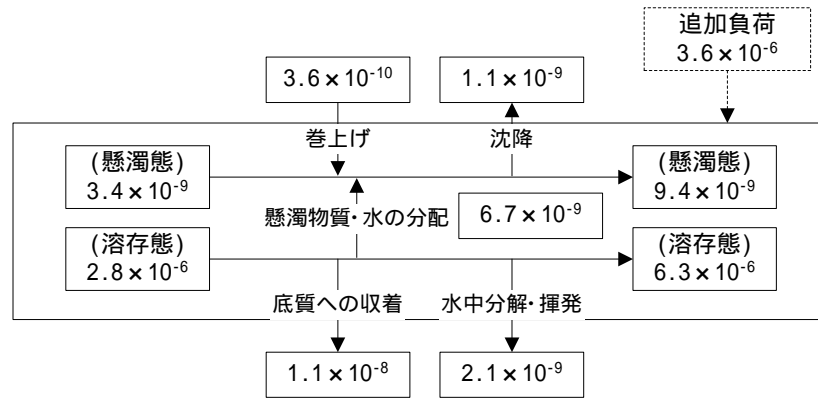
S-1
 8.6×10^{-6}
 (実測値)

単位 : g/s

図3-34(2) 境川における4-t-オクチルフェノールの物質収支

A

S-3
 2.8×10^{-6}
(実測値)

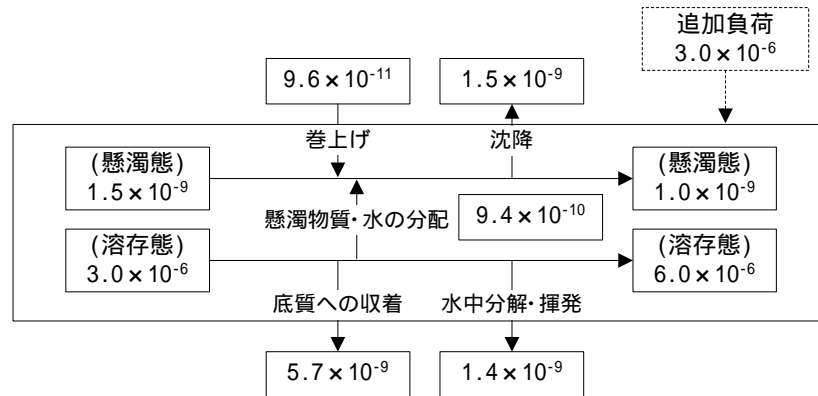


2.8×10^{-6}
(計算値)

S-8
 6.3×10^{-6}
(実測値)

E

S-6
 3.0×10^{-6}
(実測値)



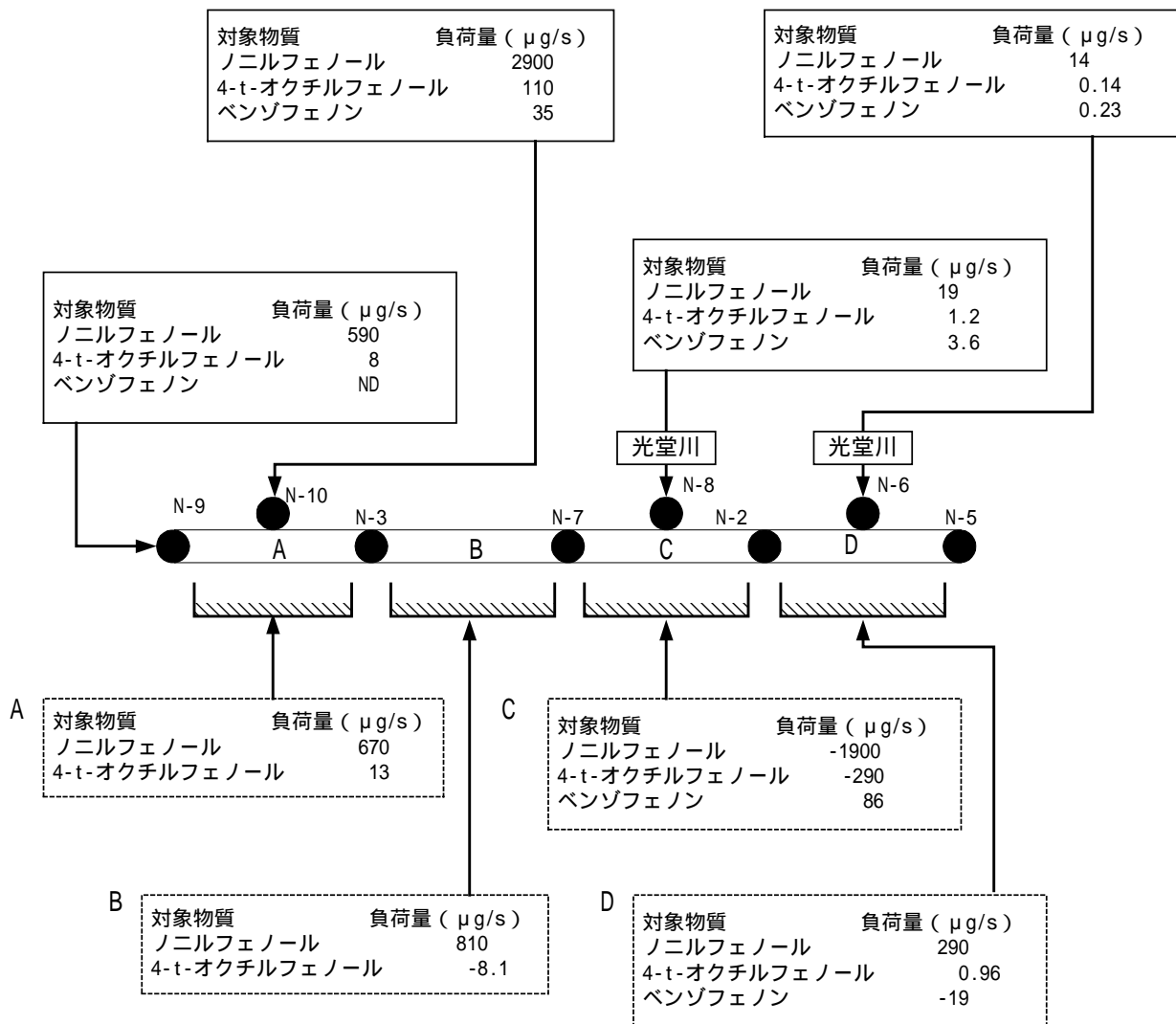
3.0×10^{-6}
(計算値)

S-5
 6.0×10^{-6}
(実測値)

単位 : g/s

図3-34(3) 境川におけるベンゾフェノンの物質収支

上段：実地調査により求められた流入負荷量
 (NDは検出限界値未満を示す。)



下段：モデルにより求められた追加負荷量

図 3-35 日光川における対象物質負荷量(計算値)

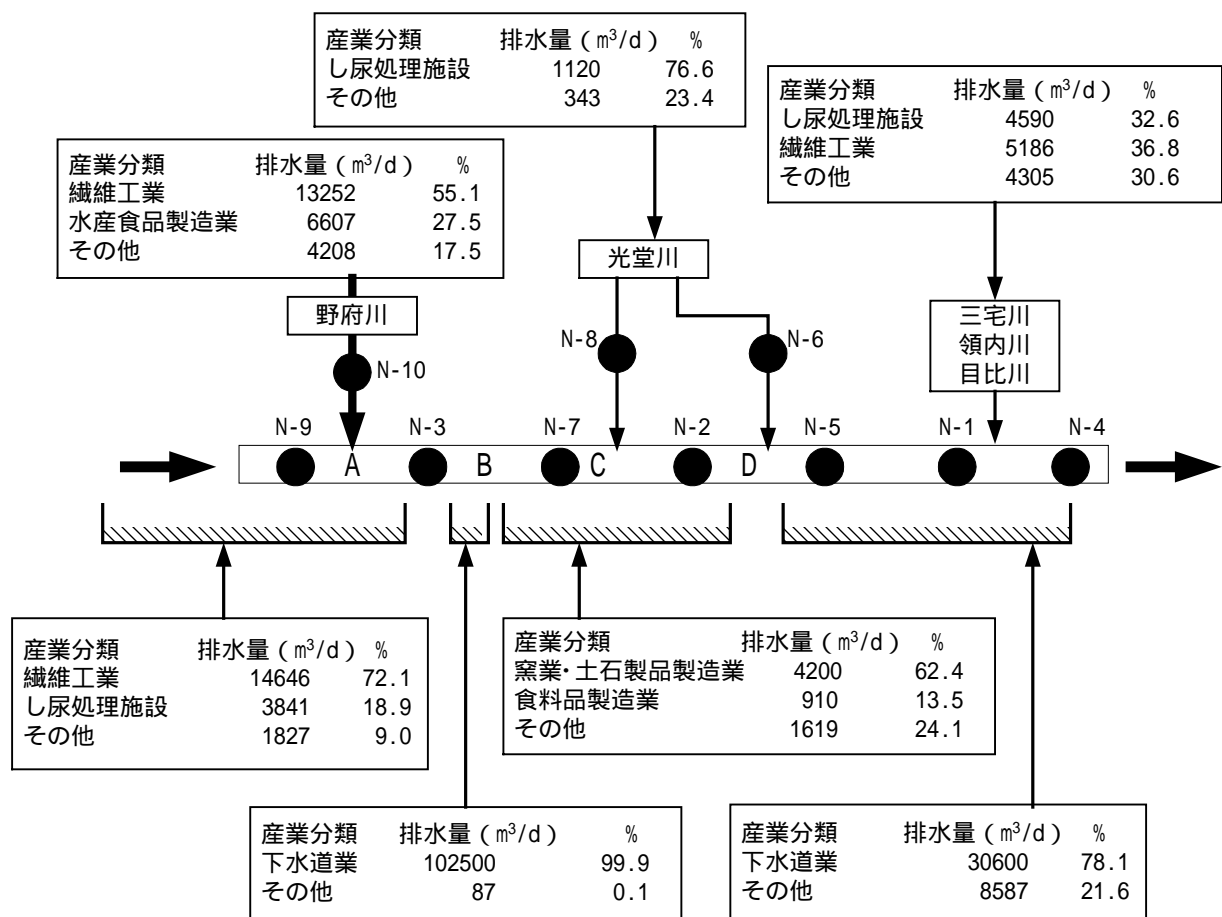
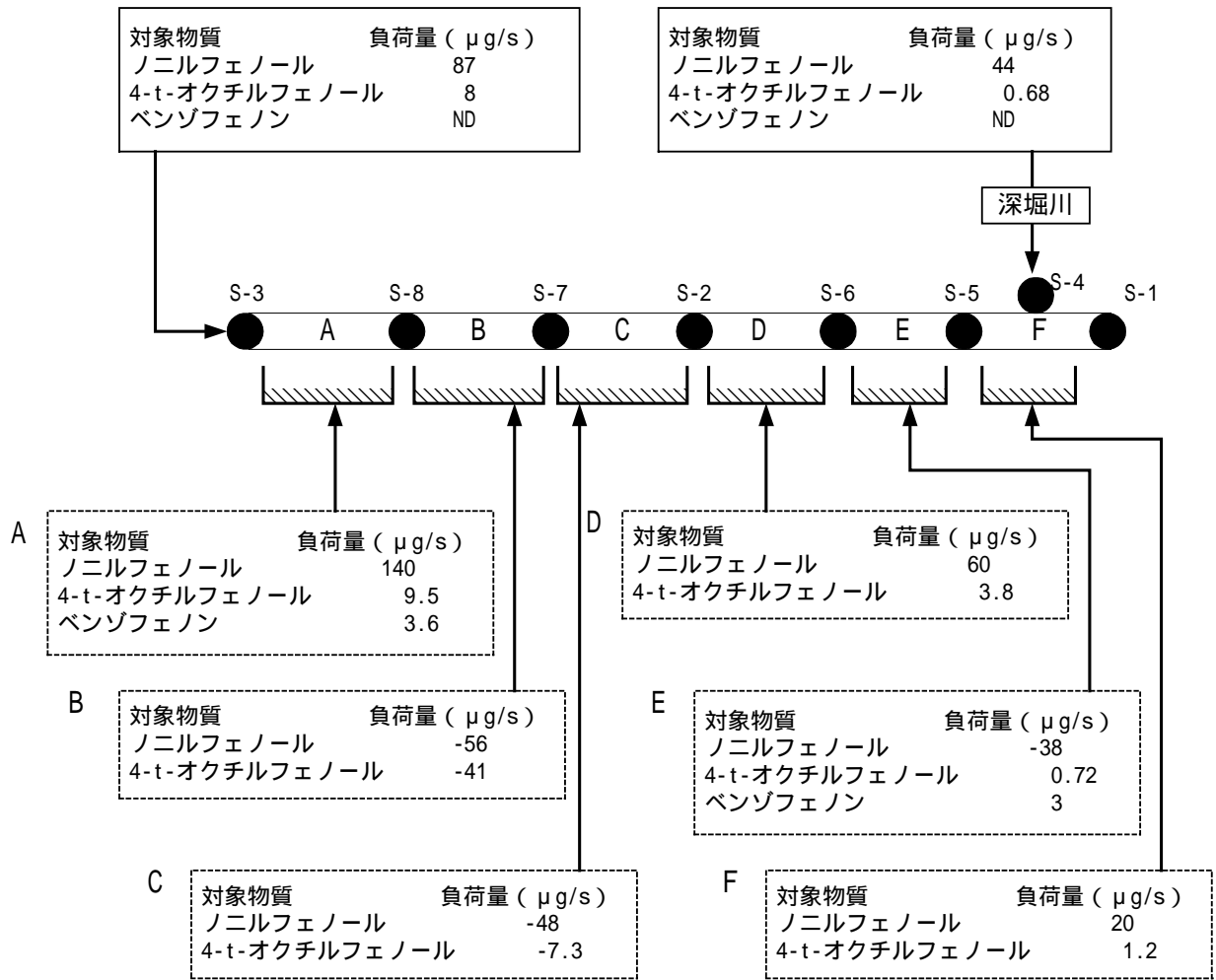


図 3-36 日光川へ排出する特定事業場業種

水質汚濁防止法に定める特定事業場を、「日本標準産業分類」(総務庁)の中分類に従って業種を区分し、届出排水量を集計した。なお、10%未満の業種については「その他」として合算し、し尿処理施設は別途集計した。し尿処理施設のほとんどは共同住宅である。

上段：実地調査により求められた流入負荷量
(NDは検出限界値未満を示す)



下段：モデルにより求められた追加負荷量

図 3-37 境川における対象物質負荷量(計算値)

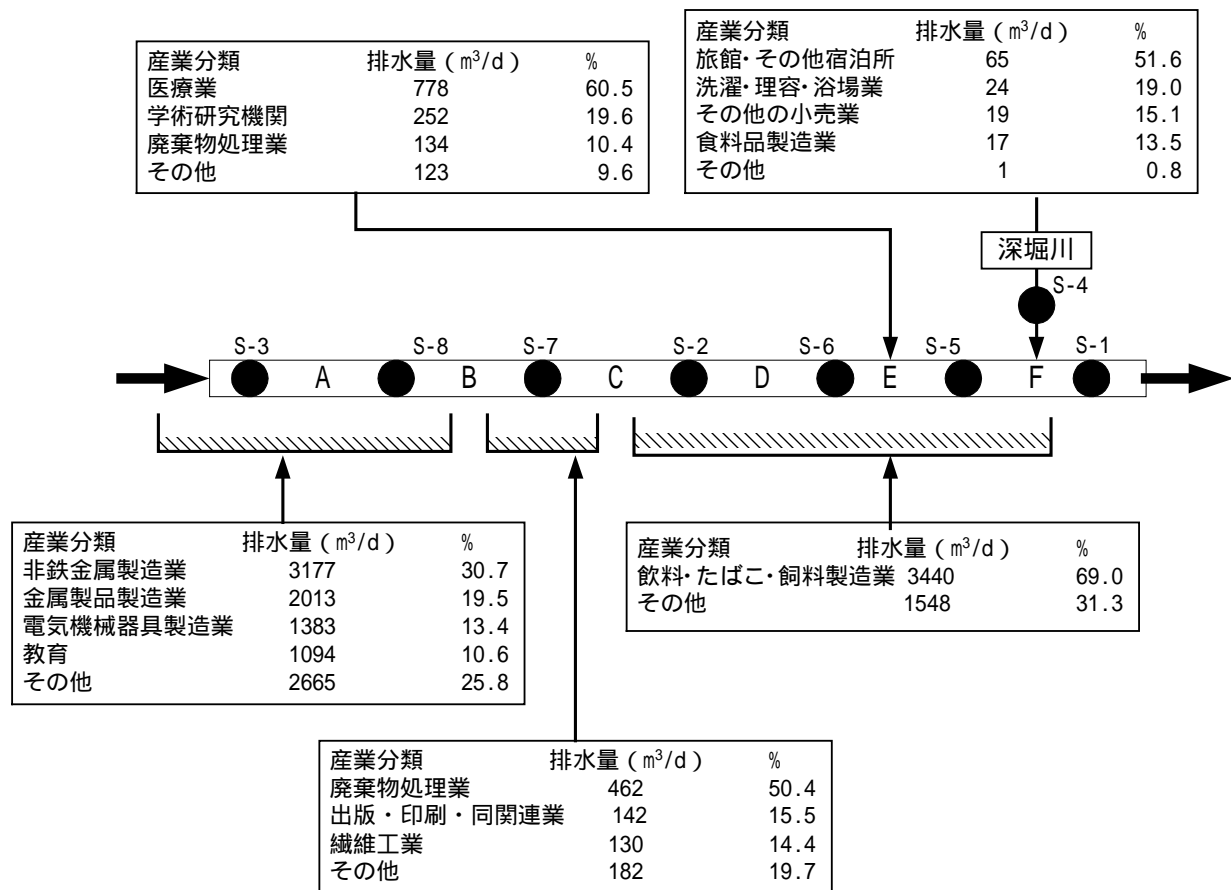


図 3-38 境川へ排出する特定事業場業種

水質汚濁防止法に定める特定事業場を、「日本標準産業分類」(総務庁)の中分類に従って業種を区分し、届出排水量を集計した。
 なお、10%未満の業種については「その他」として合算した。

V まとめ

水環境において考えられる対象物質の移動，収着，分解及び揮発などの挙動を検討し，基本モデルの構築及び基本的なパラメータの収集・整理を行った。さらに，実地調査で得られたデータ等を用いて，対象河川・湖沼における対象物質の挙動推定を試みた。

この推定に必要な，分子量，有機炭素・水分配係数，水中・底質中での半減期，生物濃縮係数など対象物質の物性を示すパラメータ及び対象水域の流量，懸濁物質濃度，懸濁物質・底質の有機炭素濃度など対象水域の特性を示すパラメータを，文献調査及び実地調査によって得た。

今回得られた計算結果によれば，本モデルを用いたノニルフェノール等の挙動推定は，実測値や対象水域周辺の状況のある程度適切に反映できていると考えられた。他の対象物質については，水中濃度が検出限界値未満となりモデル適用の検討が出来なかった。

河川における挙動推定にあっては，ある区間に周辺環境から流入する（あるいは流出する）対象物質質量（追加負荷量）を推定することができ，将来の曝露評価や排出源対策に有用であると考えられた。

VI 今後の課題

今回、基本モデルの構築とその計算によって、対象物質の環境挙動の推定を行ったが、水中濃度が検出限界値未満となり、モデルの検証が出来なかった物質があった。これらの物質についても、モデルの妥当性を検証する必要があるが、検証対象とした物質が比較的高濃度で検出される水域における実地調査も含めた実証的な検討が必要である。しかし、内分泌攪乱作用を有するおそれのある化学物質の中には、環境中では極く微量なために水中で検出されない（検出限界未満）場合もあると思われる。このような場合には、不十分な文献値しか得られないパラメータについて実環境に近い実験から取得すること等により、モデルの環境挙動や濃度予測の精度を確保する必要がある。

また、本モデルで考慮していない環境挙動として、環境中における対象物質の生成がある。ノニルフェノールなどのアルキルフェノール類は、アルキルフェノールポリエトキシレートとして排出されることが多いと考えられ、環境中にてアルキルフェノールに分解することが知られている¹³⁾。この過程は、現在のモデルでは追加負荷量の中に含まれていると見なしているが、いわば「内部で発生する負荷量」と「外部の負荷源からの負荷量」に分離することで、アルキルフェノールポリエトキシレートのような前駆物質の排出について検討することが可能と考えられる。

さらに、今後水生生物の曝露評価を行うためには、使用量や排出源情報の充実を継続するとともに、今回構築した環境挙動モデルを曝露予測モデルへと発展させる必要がある。曝露予測モデルのためには、評価対象とする生物の曝露（取り込み）経路などの検討が重要となり、対象生物の生態系における位置や特性をも考慮する必要がある。

VII 参考文献

- 1) 愛知県環境部水質保全課資料
- 2) 愛知県日光川排水機場管理出張所資料
- 3) 相模原市環境保全部環境保全課資料、町田市環境部環境保全課資料
- 4) 千葉県環境生活部環境生活課資料
- 5) 若林明子：「化学物質と生態毒性」，丸善（2000）
- 6) Elzerman, A.W. & J.T. Coates (1987) in: "Sources and fate of aquatic pollutants", p.264-317, Eds.: Hites, R.A., S.J. Eisenreich; American Chemical Society, Washington, D.C.
- 7) Karickhoff, S.W., D.S. Brown & T.A. Scott (1979) Sorption of hydrophobic pollutants on natural sediments. Water Res. 13, 241-248.
- 8) Di Toro, D.M., O'Connor, D.J., Thomann, R.V., and St. John, J.P.: Analysis of Fate of Chemicals in Receiving Water Phase 1. Chemical Manufact. Assoc. Washington, D.C. Prepared by HydroQual Inc., Mahwah, NJ. (1981)
- 9) 関東農政局千葉統計情報事務所（1998）千葉農林水産統計年報
- 10) 相原正義（1983）手賀沼 100 話，嵩書房
- 11) 平間幸雄，小林節子（1995）印旛沼，手賀沼の水質予測の試算 - 流入負荷量と沼内水質との関係 - ，千葉県水保研年報（平成 7 年度），131-134
- 12) 井内美郎（1991）58 湖沼汚染底質の浄化手法に関する研究，海洋・湖沼の汚染防止に関する総合研究 平成 2 年度，58-1-58-19
- 13) Ahel, M., W. Giger, and C. Schaffner: Behavior of alkylphenol polyethoxylate surfactants in the aquatic environment-II. Occurrence and transformation in rivers, Water Research, 28, 1143-1152 (1994)

Appendix 1 環境に関するパラメータの値の計算方法

(1) 河川区間流程

地形図より読み取り

(2) 河川平均水深

$$\frac{\text{断面積}}{\text{河川幅}}$$

(3) 河川区間容積

$$\frac{\text{区間上端の断面積} + \text{区間下端の断面積}}{2} \times \text{河川区間流程}$$

(4) 湖沼容積

湖沼面積 × 湖沼平均水深

(5) 単位水塊容積

単位時間あたり流入量

(6) 河川の区間滞留時間

$$\frac{\text{区間容積}}{\text{単位水塊容積}}$$

(7) 湖沼の滞留時間

$$\frac{\text{湖沼容積}}{\text{単位水塊容積}}$$

(8) 単位水塊の面積

$$\frac{\text{単位水塊容積}}{\text{平均水深}}$$

Appendix 2 対象物質の物性に関するパラメータの値

対象物質の物性に関するパラメータは、文献による報告を参考に、計算に用いる値を決定した。

(1) ノニルフェノール

パラメータ	値	実験条件等
水中半減期	2.5 日 ¹⁾	河川・湖沼水，初期濃度 1mg/L，換気あり，16
水中半減期	16.5 日 ¹⁾	河川水，換気なし
水中半減期	16.3 日 ¹⁾	湖沼水，換気なし
水中半減期	12 日 ²⁾	河川水，初期濃度 500ug/L，20 ± 2 ，静置
水中半減期	9 日 ²⁾	河川水，初期濃度 500ug/L，20 ± 2 ，攪拌
水中半減期 (非生物学的分解)	10-15 時間 ³⁾	湖水，快晴，夏，表層
水中半減期 (揮発)	20000 日 ⁴⁾	モデル河川，ヘンリー定数より推定
水中半減期 (揮発)	160000 日 ⁴⁾	モデル湖沼，ヘンリー定数より推定
底質中半減期	7-10 日	湖沼水(初期濃度 1mg/L) + 底質，室温で 70 日後に 20% 残留 ¹⁾ 。半減期はグラフより推定。
Koc	60000 ⁴⁾	
BCF	0.9-3.3 ⁵⁾	化審法，コイ
BCF	49 ⁶⁾	フィールド調査，フナ
BCF	24000 ⁷⁾	計算値
BCF	90-125 ⁸⁾	ニジマス，3 週間曝露，設定濃度 65ug/L，筋肉
BCF	24 ⁹⁾	ニジマス，2-5 時間曝露平均値，設定濃度 18ug/L，10-15 ，筋肉
BCF	13-410 ¹⁰⁾	フィールド調査(スイス)，各種淡水魚

水中半減期

河川水及び湖沼水で 2.5 ~ 16.5 日と報告されている。試験水の攪拌の有無によって水中半減期が異なっていることや、河川では水深が浅く光分解があることを考慮

し、河川では7日、湖沼では14日とした。

底質中半減期

湖沼水で7~10日と報告されていることから、河川では7日、湖沼では10日とした。

Koc

60000と報告されていることから、60000とした。

BCF

0.9~24000と報告されているが、手賀沼の現地調査において、コイで15であったことから15とした。

(2) 4-t-オクチルフェノール

パラメータ	値	実験条件等
水中半減期	不明	
底質中半減期	不明	
Koc	78124	オクチルフェノールのLog Kow5.28 ¹¹⁾ より推定
Koc	3466-18500 ¹²⁾	河川底質へのKoc
Koc	82000-390000 ¹²⁾	河川懸濁質へのKoc
BCF	113-469 ¹³⁾	コイ, p-オクチルフェノール, 設定濃度 0.1mg/L
BCF	12-135 ¹³⁾	コイ, p-オクチルフェノール, 設定濃度 0.01mg/L

水中半減期

不明であり、物性はノニルフェノールと類似していると考えられることから、ノニルフェノールと同様とした。

底質中半減期

不明であり、物性はノニルフェノールと類似していると考えられることから、ノニルフェノールと同様とした。

Koc

3466~390000と報告されている。物性はノニルフェノールと類似していると考えられることから、近い値である78124とした。

BCF

p-オクチルフェノールで 12 ~ 469 と報告されている。環境水の濃度と試験水の設定濃度を考慮し、60 とした。

(3) ベンゾフェノン

パラメータ	値	実験条件等
水中半減期	26 日 ⁴⁾	モデル河川
底質中半減期	不明	
Koc	440 ± 30 ¹⁴⁾	有機炭素率 1.2%
Koc	530 ± 130 ¹⁴⁾	有機炭素率 0.05%
Koc	580 ± 100 ¹⁴⁾	有機炭素率 0.11%
BCF	58 ¹⁵⁾	
BCF	45 ¹⁵⁾	
BCF	76 ¹⁵⁾	
BCF	70-90 ¹¹⁾	水生生物

水中半減期

26 日と報告されていることから、河川及び湖沼とも 26 日とした。

底質中半減期

不明であることから、水中半減期と同様とした。

Koc

440 ~ 580 と報告されているが、底質の有機炭素率を考慮して 440 とした。

BCF

45 ~ 76 と報告されていることから、60 とした。

-
- 1) Sundaram K MS *et.al.*; The dissipation of nonylphenol in stream and pond water under simulated field conditions., *J Environ Sci Health Part B Pestic Food Contam Agric Wastes* 16 (6): 767 (1982)
 - 2) Ahel, M. ; Biogeochemical behavior of alkylphenol polyethoxylates in the aquatic environment. University of Zagreb Ph. D thesis p.200. (1987)
 - 3) Ahel M *et al.* ; Photochemical Degradation of Nonylphenol and Nonylphenol Polyethoxylates in Natural Waters. *Chemosphere* 28: 1361-1368 (1994)
 - 4) Lyman WJ *et al.*; Handbook of Chemical Property Estimation Methods. Washington DC: Amer Chem Soc pp. 5-4, 5-10, 15-1 to 15-29 (1990)
 - 5) 化学物質検査協会：化審法既存化学物質安全点検データ集（1992）
 - 6) 津田泰三，瀧野昭彦，村木一枝，原田浩之，小嶋美穂子；日本水環境学会年会講演集第33回，113（1999）
 - 7) Hellmann H; *Fresenius' Z Anal Chem* 328: 475-9 (1987)
 - 8) Blackburn, M.A., S.J. Kirby and M.J. Waldock: Concentration of alkylphenol polyethoxylates entering UK estuaries. *Mar. Pollut. Bull.*, 38, 109-118 (1999)
 - 9) Lewis, S.K. and J.J. Lech: Uptake, disposition, and persistence of nonylphenol from water in rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*). *Xenobiotica*, 26, 813-819 (1996)
 - 10) Ahel, M., J. McEvoy and W. Giger: Bioaccumulation of the lipophilic metabolites of nonionic surfactants in freshwater organisms. *Environ. Pollut.*, 79, 243-248 (1993)
 - 11) Syracuse Research Corporation, Environmental Fate Data Base.
 - 12) Johnson, A.C., C.White, T.J.Besien & M.D. Jurgens (1998) The sorption potential of octylphenol, a xenobiotic oestrogen, to suspended and bed-sediments collected from industrial and rural reaches of three English rivers, *Sci.Total Environ*, 210/211, 271-282.
 - 13) (財)化学品検査協会（1992）化審法の既存化学物質安全性点検データ集，(社)日本化学物質安全・情報センター
 - 14) Southworth, G.R. & J.L. Keller (1986) Hydrophobic Sorption of Polar Organics by Low Organic Carbon Soils. *Water Air Soil Poll.* 28, 239-248.
 - 15) Briggs, Geoffrey G. (1981) Theoretical and experimental relationship between soil adsorption, octanol-water partition coefficients, water solubilities, bioconcentration factors, and the parachor. *J. Agric. Food Chem*, 29, 1050-1059.